



Synthèse sur les impacts potentiels du stockage géologique du CO₂ sur les ressources en eau souterraines

Julie Lions, Olivier Bouc

► To cite this version:

Julie Lions, Olivier Bouc. Synthèse sur les impacts potentiels du stockage géologique du CO₂ sur les ressources en eau souterraines. [Rapport de recherche] Brgm; Onema. 2013. hal-02936925

HAL Id: hal-02936925

<https://hal.science/hal-02936925>

Submitted on 11 Sep 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Partenariat 2012 – domaine Savoirs – Action 4



Synthèse sur les impacts potentiels du stockage géologique du CO₂ sur les ressources en eau souterraines

Rapport final

Julie Lions, Olivier Bouc (BRGM)

Mars 2013

Document élaboré dans le cadre de :
Grenelle 2

- **AUTEURS**

Julie LIONS, hydrogéochimiste (BRGM), j.lions@brgm.fr

Olivier BOUC, ingénieur (BRGM), o.bouc@brgm.fr

- **CORRESPONDANTS**

Onema : Bénédicte AUGEARD, Bénédicte.Augeard@onema.fr

Partenaire : Laurence GOURCY, correspondante Onema (BRGM), l.gourcy@brgm.fr

Droits d'usage : Accès libre

Niveau géographique : National

Couverture géographique : Métropole

Citations locales : Masses d'eau souterraines

Niveau de lecture : Professionnels, experts

- **RESUME**

Afin de réduire les émissions atmosphériques de CO₂ provenant des activités humaines, des stratégies novatrices de stockage doivent être appliquées au dioxyde de carbone (CO₂) produit par la combustion de combustibles fossiles. Parmi les techniques de stockage actuellement proposées, le captage, le transport et le stockage du CO₂ sont proposés. Le stockage géologique du CO₂ consiste à injecter du CO₂ dans les formations géologiques profondes, par exemple dans les réservoirs de pétrole et de gaz épuisés, les formations salines profondes et des veines de charbon inexploitable. L'objectif est de stocker de grande quantité de CO₂ et de le maintenir isolé de l'atmosphère durablement. La technologie du captage et stockage de CO₂ (CSC) se doit également d'avoir un impact minimal et acceptable sur la sécurité et la santé humaine, les ressources du sous-sol dont les eaux et sur l'environnement.

En France, le stockage principalement envisagé dans des formations aquifères profondes dont les eaux sont impropres à leur utilisation par l'homme. Un stockage sûr et permanent est donc en mesure de respecter les conditions de sécurité pour la santé humaine et l'environnement. Il convient néanmoins de s'assurer que les futurs sites de stockage soient suffisamment bien caractérisés et surveillés pour éviter toutes défaillances ou impacts susceptibles notamment d'altérer les ressources en eaux souterraines.

Ce rapport a pour objectif de décrire les impacts du stockage du CO₂ sur les eaux souterraines et se focalise sur le stockage en aquifère salin profond. Il présente d'abord de manière synthétique la réglementation et les principes du stockage géologique du CO₂ sans être exhaustif quant à l'état des connaissances sur la technologie du CSC. Dans un deuxième chapitre, les connaissances sur les fuites potentielles de gaz stocké sont présentées à travers le retour d'expérience sur les analogues industriels de stockage souterrain de gaz et les accumulations naturelles. Le troisième chapitre propose un état de l'art sur les impacts potentiels sur les eaux souterraines.

Ces impacts potentiels concernent non seulement l'aquifère salin utilisé pour le stockage mais également les aquifères sus-jacents ou voisins. L'augmentation de pression induit par l'injection du CO₂ peut entraîner des modifications des écoulements souterrains (impact hydrodynamique). Ces modifications peuvent conduire à une migration de saumure de l'aquifère salin ou d'autres formations vers des aquifères d'eau douce. Dans le cas d'une défaillance d'un site de stockage géologique (fuite), le CO₂ et la saumure profonde peuvent migrer à l'extérieur du complexe de stockage soit verticalement, soit latéralement et avoir un impact hydrochimique. Ces mécanismes impliquent des phénomènes complexes de dissolution/précipitation, de sorption qui contrôlent la mobilité (piégeage et relargage) des éléments traces. Les mécanismes pouvant impacter la ressource en eau souterraine sont ainsi présentés, mais seule une étude dédiée permettra de définir les impacts potentiels afférant à un site de stockage.

Enfin un regard est porté sur le contexte français de stockage du CO₂ avec les sites potentiels identifiés (notamment en région parisienne) et sur la réglementation, en insistant sur la nécessité de prendre en compte les contraintes relatives à la protection des eaux souterraines dans les analyses de risques.

MOTS-CLES : Stockage géologique du CO₂, eaux souterraines, impact

- **POTENTIAL IMPACTS OF CO₂ GEOLOGICAL STORAGE ON GROUNDWATER RESOURCES**
- **ABSTRACT**

To reduce atmospheric emissions of CO₂ from human activities, innovative strategies must be applied. Among the techniques currently available, the capture, transport and storage of CO₂ (CCS) are proposed. Geological storage of CO₂ consists to inject CO₂ into deep geological formations, such as oil and gas reservoirs, deep saline formations and coal seams. The CO₂ is trapped in a similar way to oil that remained naturally stored in geological formations for millions of years. The objective is to store large amounts of CO₂ and keep isolated from the atmosphere permanently. CCS technology must also have minimum impact and acceptable safety on health human resources, water and the environment.

In France, the storage is mainly seen in deep aquifers whose waters are unfit for human use. A safe and permanent storage is able to respect the security conditions for human health and the environment. It should nevertheless ensure that future storage sites are sufficiently well characterized and monitored to avoid any failures or impacts likely to affect groundwater resources.

This report focuses on aspects relating to groundwater and is not exhaustive on CCS technology. It summarizes the principles of geological storage of CO₂ in order to briefly present this technology and its regulation. In the second chapter, knowledge on the potential leakage from geological storage is presented through the feedbacks on industrial analogues, such as underground gas storage, and natural accumulations. The third chapter provides a state of the art on the potential impacts on groundwater.

These potential impacts relate to the saline aquifer used for storage but also the overlying aquifers or neighbors. The increase in pressure induced by CO₂ injection in the deep reservoir may cause changes in groundwater flow (hydrodynamic effect). This perturbation could enhance CO₂ and deep brines migration that can potentially occur both in the vertical and lateral directions outside from the limits of the storage formation. In the first case, CO₂ moves vertically upward either along a fault in the overlying geological strata or through a poorly sealed well (abandoned, monitoring, active). The second case relates to the lateral confinement of the storage structure and refers to the migration of the injected CO₂ from the injection site/well through the formation either to the surface or until it reaches a confining structure. These hydrochemical impacts involve complex mechanisms such as dissolution/precipitation, sorption control mobility (capture and release) of trace elements. Possible mechanisms impacted the groundwater resource are presented, but only a specific site survey will identify potential impacts relating to a storage site.

Finally, a focus is given on the regulation and constraints on the protection of groundwater concerning the potential storage site (e.g. Paris Basin). We underlined the need to take into account the constraints related to the protection of groundwater in risk assessment.

- **KEY WORDS (THEMATIC AND GEOGRAPHICAL AREA)**

CO₂ geological storage, groundwater impact, France

• SYNTHÈSE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE

La France a marqué sa volonté de s'engager dans la voie du captage et stockage géologique du CO₂ (CSC) afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Ainsi, la Directive 2009/31/CE relative au CSC a été transposée :

- par l'article 80 de la loi, dite « Grenelle 2 », n°2010-788 du 12/07/2010 relative à l'engagement national pour l'environnement, pour ce qui relève de la recherche de formations aptes au stockage géologique de CO₂ ;
- par l'article 5 de l'ordonnance 2010-1232 du 21 octobre 2010 portant diverses dispositions d'adaptation au droit de l'Union européenne en matière d'environnement, pour l'exploitation d'un site de stockage géologique de CO₂.

L'objectif de ce cadre juridique est d'assurer que le stockage sera permanent et sûr pour l'environnement et la santé humaine. Ainsi la Directive 2009/31/CE stipule que l'étape de sélection du site de stockage est essentielle pour garantir que le CO₂ stocké sera confiné parfaitement et en permanence. Le choix des futurs sites devra donc faire la preuve « qu'il n'existe pas de risque de fuite significatif, ni de risque significatif pour l'environnement ou la santé ». Chaque site doit ainsi faire l'objet d'une analyse des risques détaillée et de la prévision de mesures correctives pour faire face à d'éventuelles irrégularités, étant entendu que, dans les conditions d'évolution attendues, aucun impact n'est envisagé sur des ressources sensibles.

En France, le stockage principalement envisagé dans des formations aquifères profondes dont les eaux sont impropres à leur utilisation par l'homme. Cette synthèse a pour objectif de présenter les impacts du stockage du CO₂ sur les eaux souterraines pour ce type de système et de faire le point sur la réglementation existante en termes de surveillance.

Impacts potentiels du stockage souterrain de CO₂ sur les eaux souterraines

Concernant les eaux souterraines, la revue bibliographique présentée dans ce rapport montre que les impacts potentiels à évaluer relèvent principalement de la conséquence :

- (i) d'une propagation de la pression induite dans le réservoir par l'injection de CO₂. Une hausse de pression peut induire des modifications des écoulements au sein de la formation de stockage (migration de saumure) ou au sein des aquitards (drainance verticale). Le niveau d'impact est néanmoins dépendant de la pression induite et des propriétés géologiques et hydrogéologiques du complexe de stockage.
- (ii) d'une migration de fluides (saumures ou gaz) vers les aquifères sus-jacents liés à la présence d'une fuite. La migration de fluides dans des aquifères d'eau douce pourrait entraîner l'altération de la qualité de la ressource en eau souterraine dans le cas où des substances toxiques ou indésirables sont mobilisées par ces fluides. Selon la nature des fluides, les zones de fuites et les débits, les impacts peuvent être très locaux ou diffus. L'impact sur la qualité sera dépendant des systèmes biogéochimiques et de la composition des aquifères affectés.
- (iii) de la fuite accidentelle de CO₂ au sein d'un aquifère d'eau douce. La dissolution du CO₂ dans les eaux souterraines peut, selon les quantités introduites, modifier les équilibres physico-chimiques avec le risque de dégrader la qualité des eaux si des contaminants présents naturellement dans les aquifères sont relargués en quantités significatives.

Relations entre les aquifères salins profonds et les masses d'eau en France

Les aquifères salins ciblés pour le stockage géologique du CO₂ ne sont pas exploités pour la production d'eau potable et de fait ils n'ont pas été définis comme masse d'eau. Ils ne font donc l'objet d'aucune réglementation particulière quant à la Directive Cadre sur l'Eau.

A l'échelle du bassin de Paris, les formations de stockage ciblées ont été le Dogger (facies de l'Oolithe Blanche) et le Trias dans sa partie centrale. Ces deux formations contiennent des eaux salées dans la partie centrale du bassin et peuvent affleurer en bordure de bassin où elles contiennent de l'eau douce. Latéralement, à l'échelle de la formation de stockage, il conviendra de s'assurer de la discontinuité du milieu aquifère ou d'un éloignement suffisant entre les zones de stockage et ces masses d'eau pour éviter tout impact, notamment hydrodynamique, du stockage de CO₂ sur la ressource en eau. Verticalement, on rencontre à l'aplomb de ces secteurs, la masse d'eau de l'albien-néocomien. Il conviendra donc d'évaluer les risques de fuites de CO₂ ou d'intrusion de saumures susceptibles de se produire et de connaître les impacts sur la qualité des masses d'eau sus-jacentes au stockage de CO₂.

Réglementation et recommandations pour la surveillance des sites

Pour les tests d'injection comme pour l'exploitation du site, l'exploitant doit fournir une notice environnementale. Il doit également établir un plan de surveillance détaillé par le décret 2011-1411 et dans l'annexe II de la directive 2009/31/CE. Ce plan prévoit que l'exploitant procède à la surveillance du site et du complexe de stockage, y compris si possible de la zone de diffusion du flux de dioxyde de carbone injecté et du milieu environnant, afin de :

- a) Comparer le comportement réel du dioxyde de carbone et de l'eau de formation dans le site de stockage avec le comportement prévu par les travaux de modélisation ;
- b) Détecter les incidents ou accidents dans les opérations d'injection ou de stockage qui impliquent un risque de fuite, une fuite, ou un risque pour l'environnement ou la santé humaine ;
- c) Suivre la migration du dioxyde de carbone injecté, à savoir le déplacement du flux de dioxyde de carbone injecté au sein du complexe de stockage ;
- d) Détecter les fuites de dioxyde de carbone, une fuite s'entendant comme tout dégagement de dioxyde de carbone à partir du complexe de stockage ;
- e) Détecter des effets sur l'environnement ou la santé humaine, y compris les effets éventuels sur les nappes d'eau souterraine autres que celles incluses dans le complexe de stockage ;
- f) Evaluer l'efficacité des mesures préventives et des mesures correctives mises en œuvre dans les circonstances prévues ;
- g) Réviser les mesures préventives et correctives ci-dessus pour en améliorer l'efficacité ;
- h) Mettre à jour l'étude de danger pour évaluer la sécurité et l'intégrité du complexe de stockage à court et à long terme, y compris en déterminant si le dioxyde de carbone restera confiné de manière sûre et permanente.

D'après le code de l'environnement il faut savoir que l'autorisation d'exploiter approuve également le plan de surveillance et le plan de mesures correctives à mettre en œuvre en cas d'irrégularité notable dans les opérations d'injection ou de stockage ainsi qu'en cas de fuite et le plan de post-fermeture provisoire. Les plans de surveillance, de mesures correctives et de post-fermeture provisoire sont mis à jour tous les 5 ans. Cette mise à jour tient compte de l'évolution des risques, des nouvelles connaissances scientifiques, des meilleures pratiques et des améliorations des techniques disponibles. Ces documents sont publics.

Il convient donc de s'assurer que ces plans prennent en compte correctement les aquifères et les impacts potentiels sur la ressource en eau en cas d'une défaillance du site de stockage géologique comme une fuite de CO₂. On souligne que Bouc *et al.* (2012) proposent de mettre en place une surveillance au niveau d'un aquifère de contrôle. Cet aquifère placé entre la formation de stockage et

les aquifères exploités pour l'alimentation en eau potable permettrait de détecter de manière précoce une éventuelle fuite de CO₂.

La phase post-exploitation

Lors de la demande d'autorisation, l'exploitant doit établir un plan de post-fermeture provisoire qui sera revu durant la période d'exploitation. Ce plan fixe les conditions de fermeture du site de stockage et la surveillance du site pendant la période post-fermeture définie au préalable. Ce plan de surveillance est décrit dans l'annexe II de la directive 2009/31/CE et dans les documents guides cités précédemment. Il est mis à jour régulièrement, jusqu'à la version définitive au moment du transfert de responsabilité.

Après mise à l'arrêt du site, la surveillance continue sous la responsabilité de l'exploitant, avec pour objectif de faire la démonstration du confinement sûr du CO₂ à long terme. Cette démonstration s'appuie nécessairement sur 3 critères :

- L'observation d'un comportement conforme avec les modèles ;
- L'absence de fuite détectable ;
- L'évolution du site vers une situation de stabilité à long terme.

Lorsque l'exploitant a fait la démonstration que ces trois conditions sont remplies et qu'une période minimale de surveillance de 30 ans s'est écoulée depuis l'arrêt de l'injection (ou après décision des ministres chargés des mines et des installations classées, si l'autorité est convaincue plus précocement du respect de ces conditions, après une période minimale de 10 ans depuis l'arrêt définitif du site), la responsabilité du site peut être transférée à l'Etat. L'exploitant lui remet son programme de mesures préventives et correctives à jour ; la sécurité doit néanmoins pouvoir être assurée de manière passive. L'exploitant verse également une soulte permettant de couvrir au moins le coût prévisionnel de 30 ans de surveillance.

Synthèse sur les impacts potentiels du stockage de CO₂ sur les ressources en eau souterraine

Rapport final

BRGM/RP-61138-FR
mars 2013

Étude réalisée dans le cadre de la convention Onema - Brgm 2012

J. Lions, O. Bouc

Vérificateur :

Nom : L. Gourcy

Date : 13 avril 2013

Signature :

Approbateur :

Nom : N. Dörfliger

Date :

Signature :

En l'absence de signature, notamment pour les rapports diffusés en version numérique,
l'original signé est disponible aux Archives du BRGM.

Le système de management de la qualité du BRGM est certifié AFAQ ISO 9001:2008.



Géosciences pour une Terre durable

brgm

Mots-clés : eaux souterraines, impact, stockage géologique du CO₂

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Lions J., Bouc O. (2013). Synthèse sur les impacts potentiels du stockage géologique de CO₂ sur les ressources en eaux souterraines. Rapport Brgm RP-61138-FR.

© BRGM, 2013, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Sommaire

1. Introduction	9
2. Le stockage géologique du CO₂	11
2.1. ENJEUX SOCIETAUX ET CONTEXTE REGLEMENTAIRE.....	11
2.1.1. La Directive européenne relative au captage et stockage du CO ₂	12
2.1.2. La réglementation en France.....	13
2.2. LES GRANDES LIGNES DU STOCKAGE GEOLOGIQUE DU CO ₂	14
2.2.1. Source, capture et transport du CO ₂	14
2.2.2. Les différentes formations géologiques	16
2.2.3. Les mécanismes de piégeage	19
2.2.4. Etapes pour la mise en place d'un site de stockage	20
2.2.5. Le stockage géologique du CO ₂ dans le monde	21
2.2.6. Le stockage géologique du CO ₂ et les eaux souterraines	21
3. Retours d'expériences sur les risques de fuites: analogues naturels et industriels.....	23
3.1. ANALOGUES INDUSTRIELS.....	23
3.2. ACCUMULATIONS NATURELLES DE CO ₂	25
3.3. REMONTEES NATURELLES DE CO ₂ A LA SURFACE.....	27
4. Etat de l'art sur les impacts potentiels du CSC sur les eaux souterraines	29
4.1. IMPACTS HYDRODYNAMIQUES.....	29
4.1.1. Augmentation de la pression	29
4.1.2. Migration de saumures.....	33
4.2. IMPACTS HYDROCHIMIQUES DU CO ₂	35
4.2.1. Les facteurs géochimiques	35
4.2.2. Les conséquences potentielles sur la qualité de l'eau	37
4.2.3. Fond géochimique et lignes de base	43
4.3. SYNTHESE SUR LES IMPACTS POTENTIELS A EVALUER	43
5. Conséquences sur le stockage géologique potentiel du CO₂ en France	46

5.1. OU PEUT-ON STOCKER EN FRANCE ?	46
5.2. QUELLES CONTRAINTES POUR STOCKER DU CO ₂ ?	49
1.1.1. Quel gaz peut-on stocker ?	49
1.1.2. Quelles sont les contraintes pour le choix du site ?	49
1.1.3. Peut-on injecter du CO ₂ pendant la phase d'exploration ?	50
1.1.4. Le passage à la phase d'exploitation ?	50
1.1.5. Relations entre les aquifères salins profonds et les masses d'eau en France	51
1.1.6. Quelle surveillance pour les sites ?	54
1.1.7. Après l'exploitation ?	55
6. Conséquences sur le stockage géologique potentiel du CO₂ en France	57
7. Bibliographie	59

Liste des figures

Figure 1 : Schéma général pour la capture, le transport et le stockage géologique du CO ₂	15
Figure 2 : Formations géologiques ciblées pour le stockage géologique de CO ₂	17
Figure 3 : Fiche récapitulative des grands projets CSC dans le monde (construite à partir de la carte du 3 ^{ème} colloque international organisé par l'ADEME, le BRGM et l'IFP sur le Captage et stockage géologique du CO ₂ , " Accélérer le déploiement ". Paris, 5-6 novembre 2009).	22
Figure 4 : Province carbo-gazeuse en France avec la localisation des gisements naturels de CO ₂ (étoiles) et les sources carbo-gazeuses exploitées pour le thermalisme ou la commercialisation d'eaux minérales (points rouges).	26
Figure 5 : Modèle conceptuel de la circulation des fluides géochimiques à travers la chaîne sud-est des Carpathes (Vaselli <i>et al.</i> 2002).	28
Figure 6 : Localisation des principaux événements de CO ₂ au sud de la ville de Ciampino (Italie Centrale). La figure indique les valeurs de flux de CO ₂ calculées et les concentrations moyennes dans les gaz du sol (%). (Annunziatelli <i>et al.</i> 2003).	28
Figure 7 : Distribution de la pression du fluide (en MPa) après 10 ans d'injection de CO ₂ à 33 MPa à 1500m de profondeur (d'après Rutqvist et Tsang, 2003). La pression naturelle est de 5 MPa à 500m et de 20 MPa à 2000 de profondeur.	31
Figure 8 : Simulation de l'augmentation de pression (en bars) après 30 ans d'injection de CO ₂ , pour différentes valeurs de la perméabilité de la roche de couverture (Birkholzer <i>et al.</i> , 2009).	31
Figure 9 : Différences de charges hydrauliques (en m) entre la ligne de base et le modèle après injection du CO ₂	33

Figure 10 : Modélisation géochimique de la variation des concentrations de métaux traces à l'équilibre avec les minéraux sources en fonction de la pression partielle de CO ₂ .	40
Figure 11 : Zones potentiellement favorables au stockage géologique du CO ₂ en France (projet Metstor, BRGM, CIRED, ADEME).	47
Figure 12 : Coupe des principaux aquifères du bassin de Paris (Bonijoly <i>et al.</i> 2003)	49
Figure 13 : Coupe Est-Ouest des grands aquifères multicouches du Bassin de Paris (Aquifères & Eaux Souterraines, Tome 1, Editions BRGM).	52
Figure 14: Secteurs du bassin parisien où des unités aquifères du Jurassique et du Trias sont délimitées par une masse d'eau.	53
Figure 15 : Délimitation de la masse d'eau 3218 de l'albien-néocomien captif	54

Liste des tableaux

Tableau 1 : Types de fuites recensés pour des stockages de gaz souterrains (d'après IEAGHG, 2006).	24
---	----

Liste des annexes

Annexe 1 Extrait de la loi Grenelle 2	65
---------------------------------------	----

1. Introduction

Cette étude a été réalisée dans le cadre du partenariat 2012 entre le BRGM et l'Office National de l'eau et des milieux aquatiques - ONEMA. Elle a pour objectif la rédaction d'une synthèse bibliographique sur les relations et les impacts potentiels susceptibles d'exister entre les futurs sites de stockage géologique du CO₂ et nos ressources en eaux souterraines.

Ce rapport présente dans une première partie (chapitre 2) les objectifs, le contexte réglementaire et les caractéristiques de la technologie du captage et stockage géologique du CO₂ (CSC). La deuxième partie (chapitre 3) est consacrée à la présentation succincte des risques de fuites de gaz en s'appuyant sur le retour d'expérience des dispositifs de stockages industriels et naturels analogues. Le chapitre 4 porte sur les impacts potentiels quantitatifs et qualitatifs des sites de stockage géologique sur les eaux souterraines, impacts à considérer lors de l'évaluation des risques. Ces impacts peuvent être liés à la présence d'une fuite ou au fonctionnement normal du site. Un tableau de synthèse est proposé, la lecture de ce tableau doit se faire avec précaution car les mécanismes impliqués sont complexes et les impacts potentiels directement contraints par les caractéristiques du site concerné et les défaillances envisagées. La dernière partie (chapitre 5) aborde le développement potentiel du CSC en France et les contraintes réglementaires associées à l'heure actuelle.

2. Le stockage géologique du CO₂

2.1. ENJEUX SOCIETAUX ET CONTEXTE REGLEMENTAIRE

Le dioxyde de carbone est un gaz à effet de serre. Alors que les émissions atmosphériques de dioxyde de carbone se produisent naturellement dans l'environnement, les activités humaines perturbent l'échange naturel du carbone entre la géosphère, la biosphère, les océans et l'atmosphère. La combustion des énergies fossiles pour la production d'électricité, de chauffage, l'industrie et le transport contribuent à augmenter le niveau de CO₂ dans l'atmosphère. Celui-ci s'accumule dans l'atmosphère, en piégeant une partie de la chaleur du soleil, et provoque le réchauffement de la surface de la Terre et les changements climatiques observés.

En 2007, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), qui représente 2 500 scientifiques de plus de 30 pays, a estimé à 90 % la probabilité que le réchauffement climatique soit causé par l'activité industrielle. Aujourd'hui, les scientifiques, les gouvernements et le monde de l'industrie travaillent ensemble pour réduire l'impact du CO₂ sur l'environnement terrestre. Le GIEC a identifié le Captage et le Stockage du Carbone (CSC) comme l'une des technologies les plus prometteuses pour la réduction rapide des émissions mondiales de CO₂.

Le CSC est le processus de capture du CO₂ à partir de grandes sources industrielles (centrales thermiques, raffineries, cimenteries, hauts fourneaux...) avant qu'il ne soit libéré dans l'atmosphère, puis son transport et le stockage dans des réservoirs d'hydrocarbures épuisés ou des formations géologiques profondes. Les scientifiques estiment que la capture et le stockage du carbone peuvent représenter 19 % des réductions d'émissions, soit presque 1 tonne sur 5 d'émissions de gaz à effet de serre qui sont ciblées pour être éliminées d'ici l'an 2040.

Dans le cadre des objectifs énoncés au protocole de Kyoto, l'Union européenne, considérée comme une seule entité, s'est engagée à réduire ses émissions de gaz à effet de serre de 8 % d'ici à 2012 par rapport à 1990.

En 2008, l'Union européenne (UE) a décidé de réduire ses émissions atmosphériques de gaz à effet de serre en se fixant pour objectifs de réduire ses émissions de 20 % par rapport aux niveaux de 1990 d'ici à 2020 et de porter à 20 % la part des énergies renouvelables dans sa consommation totale d'énergie. 7 Mt de CO₂ pourraient être stockées annuellement en 2020 et jusqu'à 160 Mt en 2030. Les émissions atmosphériques de CO₂ ainsi évitées pourraient représenter environ 15% des réductions requises dans l'Union Européenne à l'horizon 2030. Pour parvenir à ces objectifs, l'UE a mis en place un cadre juridique pour promouvoir le développement de la capture et du stockage du carbone dans le cadre du « Paquet climat et énergie ». Le parlement européen et le conseil de l'Union Européenne ont ainsi adopté le 23/04/2009 la Directive 2009/31/CE relative au CSC.

Bien que les différentes étapes du CSC soient déjà déployées à l'échelle commerciale, la viabilité technique et économique de son utilisation comme un système intégré doit encore être démontrée en Europe. L'UE envisage donc de mettre en place un réseau d'installation de démonstration de CSC d'ici à 2015 afin de tester sa viabilité, dans le but d'une mise en place commerciale du CSC aux alentours de 2020. Les lignes directrices révisées de l'UE sur les aides d'État pour la protection de l'environnement, publiées en même temps que le paquet législatif ont été proposées et permettent aux gouvernements de fournir un soutien financier pour les installations pilotes de CSC.

2.1.1. La Directive européenne relative au captage et stockage du CO₂

Pour parvenir à ces objectifs, l'Union européenne a retenu le stockage géologique du CO₂ comme une des technologies pertinentes. Ainsi, dans le cadre du « Paquet climat et énergie », le parlement européen et le conseil de l'Union Européenne ont adopté le 23/04/2009 la Directive 2009/31/CE relative au CSC, dont l'objectif est d'assurer que ce stockage sera permanent et sûr pour l'environnement et la santé humaine. La directive s'applique à tous les projets de stockage ayant une capacité supérieure à 100 kt et n'autorise pas le stockage du CO₂ dans la colonne d'eau (mers ou océans).

Il convient que les États membres conservent le droit de déterminer dans quelles régions de leur territoire les sites de stockage peuvent être sélectionnés. Cela inclut le droit des États membres de ne pas autoriser le stockage sur tout ou partie de leur territoire ou de donner la priorité à toute autre utilisation du sous-sol, par exemple l'exploration, la production et le stockage d'hydrocarbures ou l'exploitation géothermique des aquifères.

La Directive 2009/31/CE stipule que l'étape de sélection du site de stockage est essentielle pour garantir que le CO₂ stocké sera confiné parfaitement et en permanence. Le choix des futurs sites devra donc faire la preuve « qu'il n'existe pas de risque de fuite significatif et que, en tout état de cause, aucune incidence importante sur l'environnement ou sur la santé ne soit à craindre ».

De plus, la mise en place de site de stockage géologique sera également soumise aux dispositions de la législation communautaire sur la protection des eaux souterraines et doit être conforme aux directives européennes n°2000/60/CE du 23/10/2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (DCE) et n°2006/118/CE du 12/12/2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration. Pour ce faire, les États membres doivent mettre en œuvre « les mesures nécessaires pour prévenir ou limiter l'introduction de polluants dans les eaux souterraines et pour prévenir la détérioration de l'état de toutes les masses d'eau souterraines ».

En parallèle, la Directive 2009/31/CE relative au stockage géologique du dioxyde de carbone impose que les États membres veillent à ce que l'opérateur effectue un suivi de l'injection, du complexe de stockage, et le cas échéant, de l'environnement dans le but de détecter une fuite de CO₂ et ses effets néfastes sur l'Environnement. Il est donc nécessaire de disposer d'une méthodologie fiable de surveillance de la qualité de l'eau

des aquifères destinés à l'Alimentation en Eau Potable (AEP) sus-jacents aux futurs sites de stockage.

La directive CSC amende deux directives existantes pour définir des responsabilités de la part de l'opérateur du site de stockage. Ainsi, tout opérateur d'un site de stockage est également soumis à la directive SCEQE et à la directive sur la responsabilité environnementale (2004/35/CE).

La directive SCEQE a été modifiée en juin 2010 pour prendre en compte explicitement les opérations de captage, transport et stockage de CO₂. Le CO₂ stocké y est considéré comme non émis dans l'atmosphère et n'est donc pas pris en compte dans le système d'échange de quotas. En revanche, la directive impose un programme de surveillance adaptée afin de pouvoir détecter les fuites de CO₂ pour toute la chaîne du CSC. Lorsqu'une fuite est avérée dans l'atmosphère ou bien dans les océans, l'opérateur est alors chargé de quantifier la fuite de CO₂ et de restituer les quotas correspondants au CO₂ échappé.

Dans le cadre de la directive sur la responsabilité environnementale, la directive parue en 2004 met en place dans l'Union européenne le principe du « pollueur-payeur ». Elle a été amendée pour prendre explicitement en compte les opérations de stockage géologique de CO₂. Dans le cadre de cette directive l'opérateur est donc chargé de prendre toutes les mesures de prévention et de réparation nécessaires pour éviter ou atténuer tout dommage environnemental créé par ses activités.

2.1.2. La réglementation en France

En France, cette directive a été transposée en 2010 d'une part par l'article 80 de la loi (en Annexe 1), dite « Grenelle 2 », n°2010-788 du 12/07/2010 relative à l'engagement national pour l'environnement (pour ce qui relève de la recherche de formations aptes au stockage géologique de CO₂) et, d'autre part, par les articles 5 à 9 de l'ordonnance n°2010-1232 du 21/10/2010 pour ce qui relève de l'exploitation des sites de stockage et de l'accès des tiers aux infrastructures de transport et de stockage. Le décret n° 2011-1411 relatif au stockage géologique de dioxyde de carbone afin de lutter contre le réchauffement climatique a été adopté le 31 octobre 2011 et le stockage géologique de CO₂ a été introduit dans la nomenclature des installations classées par le décret 2012-384 du 20 mars 2012.

Ainsi, la recherche de sites aptes au stockage géologique de CO₂ est soumise à l'obtention d'un permis d'exploration. L'exploitation d'un site de stockage nécessite, elle, une autorisation au titre de la réglementation sur les installations classées pour la protection de l'environnement, elle-même conditionnée à la détention d'une concession de stockage au titre du Code Minier.

La Commission Européenne a publié une série de 4 guides pour l'application de la directive « Implementation of Directive 2009/31/EC on the Geological Storage of Carbon Dioxide ». Le guide n°2 « Characterisation of the Storage Complex, CO₂ Stream Composition, Monitoring and Corrective Measures » détaille les différentes

étapes de la caractérisation du site mais également le monitoring et les méthodes correctives.

Au niveau français, à la demande conjointe de la Direction Générale de la Prévention des Risques et de la Direction Générale de l'Energie et du Climat, un guide présentant les principes à respecter pour assurer la sécurité d'un site de stockage de CO₂ a été publié (Bouc *et al.*, 2012).

2.2. LES GRANDES LIGNES DU STOCKAGE GEOLOGIQUE DU CO₂

Dans cette section, les principes du captage, du transport et du CO₂ sont décrits brièvement pour familiariser le lecteur avec cette technologie. Pour plus de détails nous renvoyons le lecteur vers des ouvrages plus complets comme le rapport du GIEC (2005).

2.2.1. Source, capture et transport du CO₂

Il y a deux types de sources anthropiques d'émission atmosphériques de CO₂ : les sources fixes et les sources mobiles. Les sources fixes émettent du CO₂ à partir d'un point identifié et localisé telle qu'une usine. Le CO₂ émis en grandes quantités par ces sources peut donc être capté et transporté afin d'être injecté dans un site géologique de stockage. Ces principales sources sont notamment la production d'électricité, l'industrie pétrochimique, les raffineries, les cimenteries et les industries de production d'hydrocarbures (pétrole et gaz). Les sources mobiles, dont le CO₂ n'est pas captable, sont principalement issues du secteur des transports.

Le CO₂ est utilisé dans l'industrie notamment agro-alimentaire pour la réfrigération et la surgélation, la conservation des aliments en atmosphère neutre, la fabrication de boissons gazeuses mais aussi pour le traitement des eaux potables ou usées, la fabrication de l'urée ou du carbonate de sodium comme propulseur dans les aérosols ou agent d'expansion, dans les extincteurs, comme décapant ou solvant ainsi que pour la récupération assistée de gisements d'hydrocarbures.

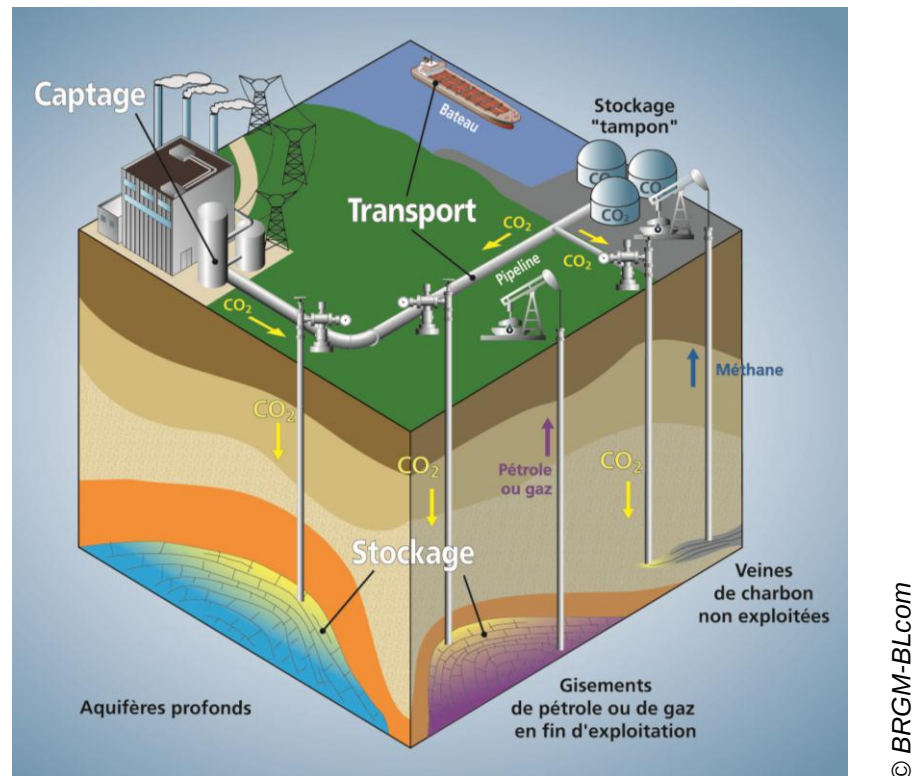


Figure 1 : Schéma général pour la capture, le transport et le stockage géologique du CO₂

La première étape du CSC est le captage du CO₂. Trois méthodes sont couramment utilisées pour capter le CO₂ émis par les industries qui utilisent la combustion : la postcombustion (séparation dans les fumées en aval de la combustion), la précombustion (gazéification du combustible et séparation du CO₂ avant la combustion) et l'oxy-combustion (combustion dans l'oxygène plutôt que dans l'air, pour obtenir des fumées concentrées en CO₂).

Une grande pureté du CO₂ est souhaitable pour le stockage géologique du CO₂. Néanmoins atteindre un gaz de qualité alimentaire (CO₂ à 99,99%) n'est pas une solution économiquement supportable par la filière du CSC, ni une nécessité pour un stockage sûr. Les recommandations vont plutôt dans le sens de formuler des spécifications sur la pureté du CO₂ à stocker en fonction des spécificités des réservoirs de stockage (conditions géologiques et géochimiques). Par ailleurs, la teneur en eau du gaz transporté et injecté doit également être limitée pour assurer une meilleure sécurité des installations de transport et de stockage (pour limiter le risque de corrosion du puits d'injection et des équipements et la formation d'hydrates de CO₂).

Selon le type de combustible (pétrole, gaz ou charbon) ou la méthode de captage utilisée la composition du gaz capté n'est pas la même. Si le captage se fait par postcombustion, le CO₂ peut contenir des oxydes d'azote et de soufre en faible concentration ; dans le cas de l'oxy-combustion, on y retrouve de l'oxygène et de

l'azote et en précombustion, de l'hydrogène et du gaz naturel viennent s'ajouter au CO₂. D'autres impuretés, comme des traces d'hydrocarbures ou de solvants, peuvent perturber le comportement du fluide. En moyenne, la pureté ciblée du CO₂ capté se situe entre 95 et 99%.

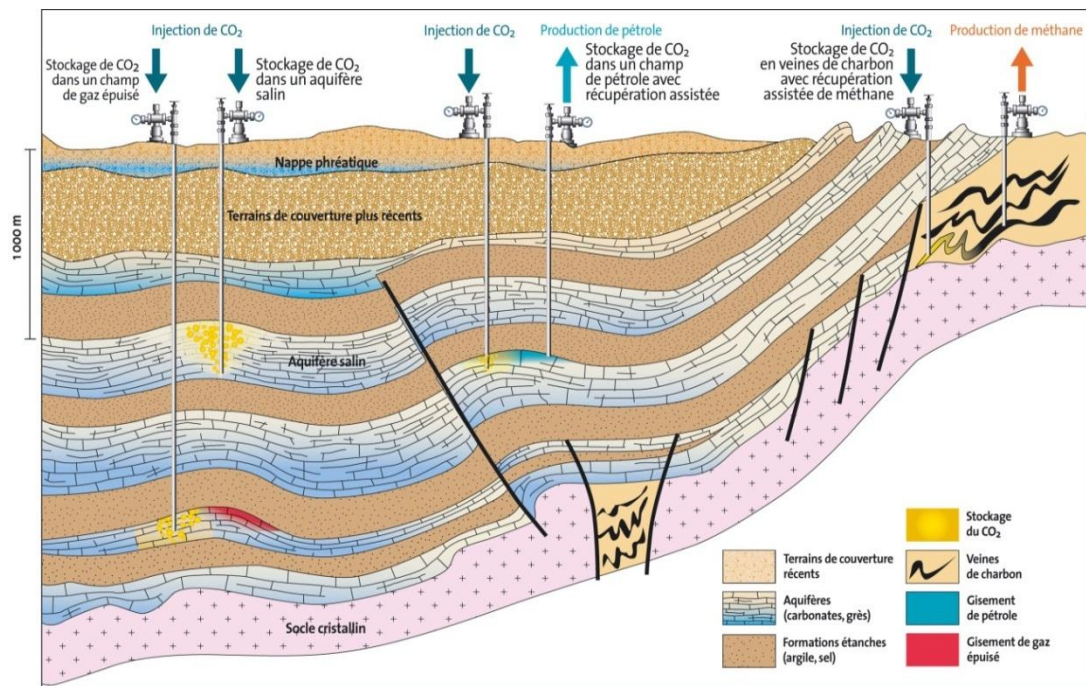
Lorsque les sites émetteurs de CO₂ ne se situent pas dans des secteurs favorables géologiquement au stockage du CO₂, le gaz doit être transporté vers les sites de stockage via des gazoducs (pipelines) ou transporté en citerne par camions, trains, bateaux (tanker) (Figure 1). Le transport du CO₂ sous forme liquide (20 bars, -20°C) ou supercritique (> 150 bars) est largement déployé depuis 30 ans grâce aux installations utilisées pour la récupération assistée d'hydrocarbures comme sur le site de Weyburn (Canada). Le CO₂ est également transporté par gazoducs pour des usages industriels.

2.2.2. Les différentes formations géologiques

Le principe du stockage géologique consiste à injecter un fluide composé essentiellement de CO₂ dans des formations géologiques appropriées, à une profondeur en général supérieure à 800 m afin d'atteindre l'état supercritique du CO₂ (plus de 31°C à 74 bars de pression). Ainsi, plusieurs mécanismes physiques et géochimiques de piégeage empêcheront le CO₂ de migrer vers la surface (voir paragraphe 2.2.3).

La Figure 2 présente les trois types de formations ciblées pour le stockage géologique du CO₂ : les aquifères profonds (salins), les champs d'hydrocarbures et les veines de charbon. Les principales caractéristiques de chacune de ces formations sont brièvement décrites ci-après.

La suite du rapport (chapitre 4 notamment) met l'accent sur le cas du stockage en aquifère profond salin car il correspond aux principaux sites identifiés en France.



Brgm-im@gé

Figure 2 : Formations géologiques ciblées pour le stockage géologique de CO₂.

Réservoirs salins profonds

Les aquifères salins sont des formations poreuses saturées par des eaux salées impropres à la consommation humaine. On rappelle qu'en fonction du niveau de salinité, il est possible de distinguer une eau douce (< 1 g/l), une eau saumâtre (1 - 10 g/l), une eau saline (10 - 35 g/l) et les saumures (> 35 g/l ou >100 g/l) (Kharaka et Hanor, 2007). Par exemple l'US EPA considère que les aquifères contenant une eau ayant une salinité dépassant 10 g/l ne sont pas assimilés à une ressource en eau pour l'alimentation en eau potable (AEP). Pour Kharaka et Hanor (2003), les eaux des aquifères sédimentaires profonds sont généralement des saumures de type Na-Ca-Cl et contiennent en solution généralement de grandes quantités en halogènes (F, Cl, Br, I).

Le terme «aquifère salin» est souvent utilisé pour décrire le stockage géologique du CO₂ dans les formations géologiques profondes contenant des saumures. Dans de nombreuses régions du monde, la définition technique de l'aquifère se réfère à une roche poreuse qui contient l'eau qui peut être produite à la surface et souvent avec un intérêt économique comme la production d'eau. Ainsi, le terme «aquifère salin», quand il se réfère à des formations salines profondes, est considéré par beaucoup de géologues comme un terme incorrect.

Pour le grand public, l'aquifère est la ressource en eau souterraine potabilisable. Dans des domaines tels que la géologie pétrolière, l'aquifère est parfois défini comme toute portion du gisement pétrolier qui contient de l'eau. Le terme conduit effectivement à une confusion et à des problèmes de relations publiques lorsque les parties prenantes

croient à tort que le stockage géologique du CO₂ a délibérément pour cible des systèmes contenant de l'eau potabilisable. Ainsi, le terme de réservoir salin profond ou formation saline est souvent un terme technique préféré. Il définit une formation où l'eau n'est pas douce, contenant une saumure c'est-à-dire une eau ayant une salinité supérieure à 35 g/l ou 100 g/l selon les définitions (Kharaka et Hanor, 2007).

Les aquifères salins sont les formations favorables au stockage géologique les plus répandues et représentent un énorme potentiel de stockage. Néanmoins ces aquifères profonds sont généralement mal connus car non exploités à l'exception des aquifères contenant des ressources naturelles comme des hydrocarbures ou ceux exploités pour la géothermie comme l'aquifère du Dogger du Bassin de Paris (cf. chapitre 5).

L'interface entre l'eau salée et l'eau douce peut être franche avec un changement rapide à travers une frontière géologique ou progressive sur une centaine de mètres. La profondeur à laquelle l'échange entre l'eau salée et douce se produit est spécifique à chaque formation. Elle dépend souvent de la présence d'aquicludes (formations très peu perméables) qui empêchent ou ralentissent l'interaction entre les deux types d'eau. Cela dépend également de la recharge, si les formations géologiques sont affleurantes et rechargées à partir des eaux météoriques qui s'infiltrent. Les eaux météoriques qui pénètrent depuis la surface dans les formations souterraines profondes ont souvent des millions d'années car elles migrent avec des vitesses de quelques centimètres par milliers d'années pour atteindre ces régions. L'âge de ces eaux indique que c'est un processus à long terme et confirme la lenteur de la circulation des fluides dans de tels systèmes. Ces très lentes circulations tendent à confirmer que ces réservoirs peuvent contenir de manière pérenne des fluides comme le CO₂.

Champs d'hydrocarbures

Les champs d'huiles et de gaz sont des structures qui existent depuis des millions d'années. Ces réservoirs sont composés d'une formation perméable recouverte par une roche de couverture, imperméable, qui piège durablement les hydrocarbures et empêche leur migration. Ces structures, une fois épuisées, sont de bons candidats pour le stockage géologique du CO₂.

En fin d'exploitation, l'injection du CO₂ est employée de manière bénéfique pour la récupération assistée de gaz et de pétrole. Cette méthode consiste à injecter un fluide (de l'eau ou/et du CO₂) via un puits injecteur de manière à augmenter la pression dans le réservoir et diminuer la viscosité du gaz ou du pétrole pour en faciliter l'extraction. Cette méthode pratiquée depuis plusieurs décennies permet d'augmenter la quantité d'hydrocarbures exploitée.

Veines de charbon

Les veines de charbon trop profondes ou étroites pour être économiquement exploitées selon les méthodes minières classiques peuvent être utilisées pour le stockage géologique du CO₂. En effet, le charbon est capable d'adsorber le CO₂, c'est-à-dire qu'il peut fixer ses molécules sur sa surface. Cette liaison, très solide, immobilise

le CO₂ durablement. Éventuellement, du méthane (le grisou des mines) présent initialement sera chassé par le CO₂. Ce méthane est récupéré et vendu pour diminuer le coût du stockage de CO₂. Il s'agit de la récupération assistée de méthane.

2.2.3. Les mécanismes de piégeage

L'efficacité du stockage géologique du CO₂ dépend de la combinaison de plusieurs mécanismes de piégeage. Ainsi, le CO₂ sera d'autant plus immobile qu'il est piégé de manière permanente sous une roche de couverture très peu perméable ; que le CO₂ est précipité sous forme solide ou qu'il est adsorbé dans le cas des veines de charbon.

Le fait d'injecter le CO₂ à plus de 800 m de profondeur permet d'atteindre l'état supercritique du CO₂ : dans cet état, le CO₂ a les propriétés de viscosité d'un gaz et une densité comparable aux liquides (de 500 à 800 kg/m³ environ). Ces conditions permettent d'exploiter efficacement le volume de stockage souterrain et d'améliorer la sécurité du stockage (GIEC, 2005).

Piégeage structural et stratigraphique

Le piégeage physique du CO₂ sous une roche peu perméable ou roche de couverture telle que les argiles et évaporites constitue le piège principal. Les pièges structuraux incluent les plis et fractures présents dans la formation géologique. Les pièges stratigraphiques sont associés aux changements de lithologie. Ces deux types de pièges sont favorables au stockage géologique. Néanmoins plusieurs précautions doivent être prises pour éviter les phénomènes de surpression pouvant entraîner la fracturation de la roche de couverture ou la réactivation des failles (GIEC, 2005). Les failles d'importance majeure peuvent agir comme des barrières hydrauliques dans certains cas ou comme chemins préférentiels dans certains autres. Les propriétés des failles sont souvent complexes à étudier et dépendent des contextes géologiques, de la nature des failles et de leur extension.

Piégeage hydrodynamique

Le piégeage hydrodynamique s'opère dans les aquifères profonds ouverts mais où les fluides migrent très lentement sur de grandes distances. Quand le CO₂ est injecté dans la formation, il déplace l'eau de la formation et migre progressivement vers le haut car il est moins dense. Lorsqu'il atteint le sommet de la formation, il continue de migrer jusqu'à ce qu'il soit piégé dans les pièges structuraux et stratigraphiques. Au cours de sa migration, le CO₂ se dissout pour partie dans l'eau de formation et il est piégé sous forme de gaz résiduel immobilisé dans les pores. Ce piégeage par dissolution permet de limiter la mobilité du CO₂. A long terme, des quantités importantes de CO₂ sont dissoutes dans l'eau de la formation. La migration de ce CO₂ est néanmoins très lente du fait des écoulements très faibles observés dans les aquifères profonds (de l'ordre du mm/an au mm/siècle).

Piégeage géochimique ou minéral

Le CO₂ injecté peut subir différentes réactions géochimiques avec l'eau de formation et dans des environnements géochimiquement favorables. La précipitation de minéraux peut, à termes, augmenter l'efficacité et la capacité de stockage.

Premièrement, lorsque le CO₂ se dissout dans l'eau de formation un premier mécanisme de dissolution du gaz intervient. La dissolution est rapide lorsque le CO₂ et l'eau de formation sont en contact mais une fois la solution saturée en CO₂, le taux de dissolution diminue et il est contrôlé par la diffusion et la convection. Alors que les minéraux se dissolvent tamponnant le pH, le CO₂ forme des complexes en solution et une partie précipite sous forme de minéraux carbonatés, c'est le piégeage minéral, le processus permanent pour la séquestration géologique du CO₂. Ce piégeage est relativement lent à se mettre en place du fait des cinétiques de réaction. Il peut prendre plusieurs milliers d'année pour être efficace.

2.2.4. Etapes pour la mise en place d'un site de stockage

La mise en place d'un site de stockage requiert plusieurs étapes relatives aux phases de pré-injection, d'injection et de post-injection. Chacune de ces étapes fait l'objet de recommandations, de réglementation et de règles de gestion afin de réduire les risques associés à l'injection et au stockage de CO₂ (Bouc *et al.*, 2012). Les phases sont décrites brièvement ci-dessous mais on renvoie le lecteur à la lecture du guide publié par Bouc *et al.* (2012):

- La sélection du site : il s'agit principalement d'une phase de caractérisation géologique du bassin ciblé pour caractériser les capacités de stockage du réservoir, les propriétés de confinement de la roche de couverture et la stabilité de l'environnement géologique (activité tectonique, régime géothermique et hydrodynamique). Les ressources du sol et du sous-sol, les zones protégées pour l'environnement, les ressources en eau, les infrastructures et l'occupation des sols sont également étudiées.
- La caractérisation du site, subordonnée à un permis exclusif de recherche : cette étape consiste en une étude détaillée avec acquisition de données sur le site de stockage et son environnement en termes de géologie, hydrogéologie, géochimie et géo-mécanique. Elle comprend la réalisation de forages et de tests d'injection.
- La demande d'une concession de stockage géologique et d'une autorisation d'exploiter.
- L'aménagement du site : forage des puits, mise en place des dispositifs de surveillance et acquisition des lignes de base du plan de surveillance.
- L'opération d'injection et de surveillance : la durée de vie d'une installation est prévue entre 30 et 50 ans. Durant toute la durée de l'injection, le site sera surveillé afin de suivre l'évolution du CO₂ injecté au sein de la formation et de s'assurer de l'absence de fuite dans les formations sus-jacentes. A un stade industriel, il est généralement envisagé d'injecter 150 à 250 millions de tonnes de CO₂ par site dans le cas du stockage en formation aquifère, le stockage en gisements épuisés étant plus petits.

- La fermeture du site et le transfert de responsabilité : à la fin de la période d'injection les installations sont démantelées et le puits d'injection colmaté selon la réglementation en vigueur. Néanmoins, les opérations de surveillance sont maintenues pour assurer le suivi de la diminution de la pression attendue après l'arrêt de l'injection. Lorsque le piégeage permanent et sûr est garanti, la surveillance sera progressivement réduite et la responsabilité du site transférée à l'Etat. La durée de la surveillance post-injection sera adaptée en fonction des sites de stockage, selon leur géologie, la quantité de CO₂ injectée etc... L'article L. 229-47 du Code de l'Environnement prévoit une période minimale de surveillance de 30 ans entre l'arrêt de l'injection et la décision d'approbation du transfert de responsabilité. Cet article prévoit également que si les conditions fixées par ailleurs sont remplies et si une période minimale de 10 ans s'est écoulée depuis l'arrêt définitif du site, cette période peut être réduite par les ministres chargés des mines et des installations classées.

2.2.5. Le stockage géologique du CO₂ dans le monde

A l'heure actuelle, il n'existe qu'une dizaine de sites de stockage en fonctionnement dans le monde, regroupant des sites pour la récupération assistée des hydrocarbures comme Weyburn (Canada) et K12-B (Pays-Bas), du stockage de CO₂ à l'échelle industrielle comme à In Salah (Algérie) et Sleipner (Norvège), des sites pilotes de recherche comme Ketzin (Allemagne) et celui opéré par Total, dans le bassin de Lacq (opérationnel depuis janvier 2010) (Figure 3). A l'exception du site de Sleipner qui est en activité depuis 1996, cette technologie est relativement récente.

2.2.6. Le stockage géologique du CO₂ et les eaux souterraines

Les impacts du stockage géologique du CO₂ sur les eaux souterraines sont assez peu surveillés dans les projets actuels de CSC. L'état des lieux des risques potentiels d'altération de ces masses d'eau peut donc permettre de mieux définir les modalités de surveillance. Lors de l'évaluation des futurs sites de stockage, les risques concernant les eaux souterraines et les eaux de surface devront être qualifiés notamment au cours de la sélection et de la caractérisation du site, de la mise en place de la surveillance du stockage et de son environnement. Par ailleurs, en cas de défaillance, il sera nécessaire de mettre en place rapidement et efficacement les mesures correctives qui auront pu être identifiées. La démarche générale d'évaluation et de maîtrise des risques est quant à elle détaillée dans Bouc *et al.* (2012).

Parmi les impacts potentiels identifiés, certains sont liés à un fonctionnement anormal du site de stockage conduisant à des fuites de CO₂ (et d'autres contaminants qui peuvent l'accompagner) vers des aquifères sus-jacents. Avant de présenter les impacts hydrochimiques de ces remontées sur la qualité des eaux dans le chapitre 4, le chapitre 3 propose de revenir sur les risques de fuite des sites de stockage géologique vers les aquifères.

Outre les impacts liés aux fuites vers les aquifères sus-jacents, le stockage en réservoirs salins profonds peut également entraîner des modifications hydrodynamiques (augmentation des pressions, migration de saumure) et

hydrochimique (apport de CO₂) de l'aquifère de stockage pouvant avoir des conséquences sur les aquifères voisins. Ces cas seront examinés dans le chapitre 4. Le stockage dans les champs d'huiles et de gaz déjà exploités ne présente pas les mêmes risques en termes d'augmentation de pression car en général, les pressions de stockage restent inférieures aux pressions des gisements initialement exploités.

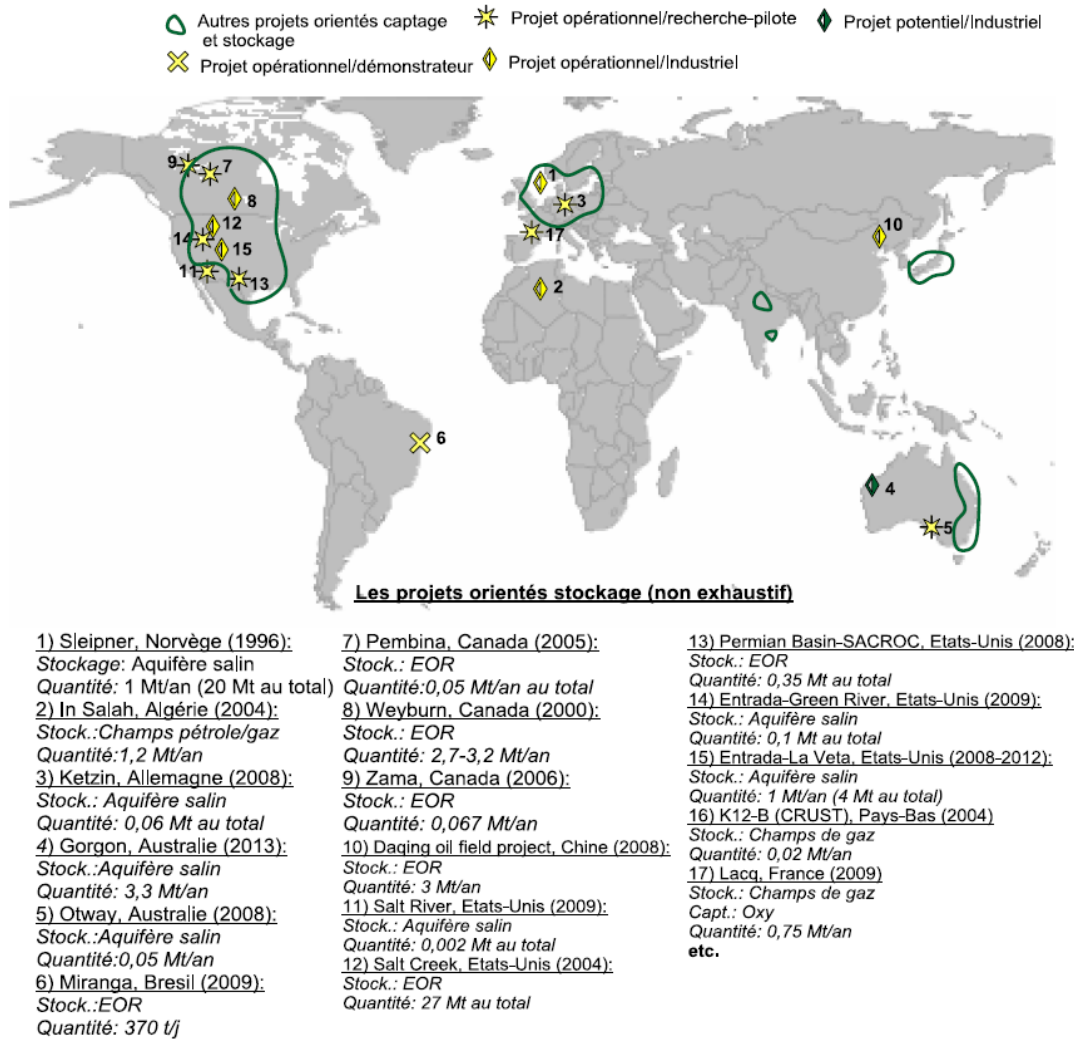


Figure 3 : Fiche récapitulative des grands projets CSC dans le monde (construite à partir de la carte du 3^{ème} colloque international organisé par l'ADEME, le BRGM et l'IFP sur le Captage et stockage géologique du CO₂, " Accélérer le déploiement ". Paris, 5-6 novembre 2009).

3. Retours d'expériences sur les risques de fuites: analogues naturels et industriels

Un des risques du stockage géologique de CO₂ pour les eaux souterraines est celui lié aux fuites du gaz stockés vers la surface ou vers les aquifères sus-jacents. La technologie étant relativement récente, les retours d'expérience sur ce sujet sont limités et à ce jour il n'y a pas de fuites reconnues de CO₂ vers la surface dans les sites actuellement en activité. Néanmoins, par analogie, les stockages souterrains naturels ou industriels de gaz apportent des éléments utiles pour comprendre les risques de fuites de gaz stockés sous terre.

Ces analogies ont cependant leurs limites : les profondeurs, les pressions en jeu, les caractéristiques géologiques ne correspondent pas forcément aux contextes des sites identifiés pour le stockage du CO₂. Les études d'impact devront préciser les risques pour chaque cas.

3.1. ANALOGUES INDUSTRIELS

Le stockage souterrain de gaz naturel offre des points communs avec le stockage géologique de CO₂. Ainsi, le retour d'expérience acquis dans ce domaine en ce qui concerne les fuites potentielles peut constituer un analogue industriel valable (Lewicki *et al.*, 2007).

Le CO₂ et le méthane ont toutefois des propriétés différentes qui sont susceptibles d'influer sur les caractéristiques et les conditions de migration dans le sous-sol. Le CO₂ est bien plus soluble dans l'eau que le méthane, ainsi, en cas de fuite rentrant au contact d'un aquifère, une fuite de CO₂ aura tendance à être beaucoup plus atténuée par dissolution qu'une fuite de méthane (Nelson *et al.*, 2005). Néanmoins le CO₂ et le méthane ont des viscosités proches et sont tous les deux plus légers que l'eau.

Il existe assez peu d'incidents de fuite répertoriés officiellement, lesquels sont de surcroît peu documentés (IEA GHG Programme, 2006). D'après Klusman (2003) ce manque de communication est probablement dû à des raisons de responsabilité juridique.

Les voies de fuites recensées sur les puits correspondent plus particulièrement à : (i) des fuites par des défauts d'étanchéité du cuvelage ou des cimentations ; (ii) des fuites par des puits abandonnés mal rebouchés ; (iii) des fuites par perte de contrôle du puits (Benson *et al.*, 2002 ; Evans and Chadwick, 2009 ; IEA GHG Programme 2006). Ce type de fuites n'entraîne pas forcément une migration dans le milieu géologique (et donc vers les aquifères) si le fluide reste confiné à l'intérieur du puits et s'échappe à la surface du sol.

Certaines fuites ont été détectées par des bulles de gaz émises dans des forages superficiels utilisés pour l'eau potable, ce qui montre que dans plusieurs cas les

aquifères ont pu être impactés par des fuites (IEA GHG Programme, 2006). Toutefois, même dans ces cas, peu d'informations sont disponibles, il n'est donc pas possible de connaître précisément quelles sont les voies de migration possibles vers les aquifères et les débits mis en jeu.

Un exemple de fuite a fait l'objet d'études détaillées sur le stockage de gaz "Leroy gas storage project in Aquifer" (Wyoming, USA). Des dégazages ont été remarqués dans des étangs et des cours d'eau se trouvant au droit du site de stockage. L'origine de la fuite proviendrait de la corrosion du cuvelage d'un puits. Une fois que le méthane s'est échappé dans le milieu géologique, des zones faillées ont permis la migration au-delà du puits. La perte totale en gaz a été estimée à 17.106 m³ sur 11 ans de stockage (soit un débit moyen d'environ 178 m³/h) (Nelson *et al.*, 2005).

Si une fuite à travers un puits est détectée, il existe différentes méthodes de remédiation plus ou moins opérationnelles afin de colmater le puits et éviter de nouvelles fuites. Néanmoins, identifier des fuites à travers le milieu géologique telles que les failles, est plus délicat. Une meilleure approche consiste à surveiller les mouvements du CO₂ dans le sous-sol pour détecter les fuites. En cas de fuite, il est possible de mettre en place différentes méthodes comme stopper l'injection ou extraire le CO₂ ou l'eau de formation pour contrôler la pression dans le réservoir de manière à réduire puis stopper la fuite (voir par exemple Benson et Hepple, 2005 ; Rohmer *et al.*, 2010). Les risques et méthodes correctives sont les mêmes que celles associées aux fuites de gaz et de fluides hors des stockages de gaz naturel ou des réservoirs d'hydrocarbures exploités par récupération assistée.

Le rapport IEAGHG (2006) a identifié sur la base d'une revue bibliographique 16 incidents de fuites en profondeur sur des sites de stockage de gaz naturel, tous localisés aux États-Unis, au Canada ou encore en Allemagne. Il est toutefois précisé que d'autres incidents non recensés dans cette étude ont probablement eu lieu, surtout s'ils sont anciens (Tableau 1).

Type de fuite	Nombre de cas de fuite recensés
Fuites par puits	9
Fuites par la roche couverture	3
Autres ou non précisé	4
Total	16

Tableau 1 : Types de fuites recensés pour des stockages de gaz souterrains (d'après IEAGHG, 2006).

D'après les données précédentes, et en accord avec d'autres sources (Benson *et al.*, 2002 ; Bouc *et al.*, 2006 ; Perry, 2005), la majorité des problèmes de fuite est liée à l'intégrité des puits et à des problèmes de surpression dans le réservoir mettant en danger l'intégrité de la couverture.

3.2. ACCUMULATIONS NATURELLES DE CO₂

Le CO₂ est naturellement présent dans le sous-sol sous forme dissoute dans les eaux souterraines, parfois en fortes concentrations comme dans les eaux minérales gazeuses ou émis par les volcans. Il existe également des accumulations naturelles de CO₂, mélangé avec des hydrocarbures ou quasi-pur.

Les accumulations naturelles de CO₂ existent à travers le Monde. En France, on observe ces accumulations dans la province carbo-gazeuse du sud-est (Figure 4). Ces accumulations sont parfois en suffisamment grandes quantités pour être exploitées par des industriels comme l'ancienne exploitation du gisement de Montmiral (Drôme-Isère) et le gisement de Vacquières (Hérault-Gard). Les formations géologiques qui piègent et accumulent le CO₂ sont généralement comparables à celles qui permettent l'accumulation des hydrocarbures dans les bassins sédimentaires. Il s'agit de formations peu perméables (argiles, évaporites, silt stone...) qui recouvrent des sédiments perméables (grès, craie, dolomites). Ces accumulations naturelles de CO₂ sont ainsi de bons analogues naturels pour le stockage géologique du CO₂ anthropique. Ce type d'analogue fournit des informations utiles pour comprendre les risques environnementaux associés à cette technologie. Il démontre l'efficacité des mécanismes de piégeage géologique du CO₂ sur de très longues périodes et permettent d'étudier les conséquences potentielles d'une fuite de CO₂ sur le long terme.

Dans beaucoup de ces systèmes géologiques, le CO₂ a pour origine l'activité magmatique profonde et migre vers la surface généralement le long des failles jusqu'à ce qu'il soit piégé par une roche de couverture.

Les études menées sur ces réservoirs ont montré que le CO₂ reste piégé sous forme de CO₂ gazeux ou dissous en solution plutôt que sous forme minérale. Néanmoins, il a été observé que le CO₂ a dissous la plupart des minéraux primaires tels les silicates et les carbonates pour former des minéraux secondaires comme les argiles, le quartz et des carbonates moins solubles (Moore *et al.* 2005). Les raisons de ces faibles taux de précipitation de carbonates ne sont pas bien connues, notamment car les fortes pressions de CO₂ et la chimie en solution saline conditionnent les cinétiques.

En France, le réservoir de Montmiral (Drôme) a été exploité pour la production de CO₂ par AirLiquide. Le CO₂ est piégé sous une profondeur de 2340 mètres, à la base d'une formation composée de sables fins, d'évaporites et calcaires (2340-2771m) du Trias au Sinémurien. Ces unités sont recouvertes par une séquence marneuse de 575 m d'épaisseur du Domérien - Oxfordien qui scelle le réservoir de CO₂. Au-dessus de ces marnes, on rencontre des calcaires (1792-1095 m) d'âge Oxfordien à Crétacé et des sables argileux (1095-0 m) de l'Oligocène et du Miocène. Dans ses travaux Rubert (2009) a montré que la phase d'alimentation en CO₂ s'est produite dans des conditions de haute pression nécessitant la présence d'une épaisse couverture sédimentaire. Les phases de cimentation dans le réservoir et dans la roche de couverture qui présentent différentes caractéristiques géochimiques démontrent, en dépit de plusieurs phases de circulation des fluides, que les unités moyennes et supérieures sont déconnectées du réservoir. Cette étude donne la preuve que la roche de couverture a empêché les

migrations de CO₂ vers le haut et que les réservoirs naturels de CO₂ de Montmiral semblent avoir été stables dans le temps même durant la phase tectonique complexe du bassin de Valence.

Dans certains cas, l'érosion a porté à l'affleurement l'ensemble des roches et des structures concernées par le système : source, drain, réservoir, piège, couverture. Par exemple, le plateau du Colorado abrite un tel système naturel, où des gisements estimés à 100 Gm³ de CO₂ ont pu s'accumuler, à partir de sources volcaniques d'âge inférieur à 5 Ma. Ainsi, de très gros pièges sont aujourd'hui observables, avec parfois une activité actuelle qui conduit à des sources de CO₂ et à la formation de travertins et à la présence d'eaux souterraines avec des teneurs élevées en bicarbonates (Hazeldine *et al.* 2005, ...).



Figure 4 : Province carbo-gazeuse en France avec la localisation des gisements naturels de CO₂ (étoiles) et les sources carbo-gazeuses exploitées pour le thermalisme ou la commercialisation d'eaux minérales (points rouges).

3.3. REMONTEES NATURELLES DE CO₂ A LA SURFACE

Un second type de sites naturels peut apporter des éléments intéressants sur les risques de stockage souterrain de gaz : ce sont les sites présentant d'importantes remontées de CO₂ d'origine naturelle. Ces remontées naturelles sont généralement générées par des systèmes géothermaux associés à des zones d'activité volcanique. Le CO₂ migre vers la surface grâce à la présence de failles conductrices et s'échappe directement à la surface ou dans les eaux souterraines en l'absence de roche de couverture peu perméables (Figure 5).

En France, on peut observer ces phénomènes sur les sources carbo-gazeuses du Massif Central (Figure 4). En Italie (San Vittorino, Latera, Ciampino) et en Grèce (Florina) plusieurs sites présentant des émanations de CO₂ observées à la surface du sol ont été étudiés. A ces émanations sont associées des sources thermales mais également la formation de dolines liées à la dissolution de la roche (Beaubien *et al.* 2008, IEAGHG, 2011). Les eaux souterraines sont généralement concentrées en carbonates, acides et les concentrations en magnésium, calcium et sulfates sont élevées. Malgré les risques engendrés, ces zones sont parfois fortement peuplées comme en Italie sur le site de Ciampino (Figure 6).

Ces contextes volcaniques fortement tectonisés démontrent que les formations volcaniques ne sont pas de bons candidats pour le stockage géologique du CO₂ contrairement aux bassins sédimentaires. Néanmoins, ces sites nous montrent que les fuites sont rarement catastrophiques car le CO₂ est naturellement tamponné lors de sa remontée vers la surface (voir 4.2.1 pour le rôle du pouvoir tampon).

Deux éruptions catastrophiques ont cependant été observées au Cameroun lors de la catastrophe du lac Lwi (Nyos) et sur le lac Monoun. A Nyos, le 21 août 1986 une éruption a fait 1 746 victimes, une vague de gaz, haute de 50 m, a parcouru plus de 25 km. Cette catastrophe a eu lieu dans des conditions très particulières. Ce lac est un lac de barrage volcanique situé au-dessus d'un volcan et sa localisation en zone tropicale et sa géométrie en font un lac méromictique, c'est-à-dire dont les eaux sont stratifiées. Différentes hypothèses existent sur les conditions de cette catastrophe : d'après Tazieff *et al.* (1989) et Barberi *et al.* (1989), cette catastrophe est associée à une éruption volcanique ce qui expliquerait la grande quantité de CO₂ relargué (0,1 à 1 km³), d'autres interprétations la considérant comme une conséquence d'une fuite de CO₂ naturel piégé dans les eaux profondes du lac et soudainement relargué dans l'atmosphère.

Ces différents sites naturels indiquent que le CO₂ peut être stocké dans des structures géologiques appropriées pendant des milliers d'années. Les différents types de structure qui permettent de piéger le CO₂ sont comparables à celles qui permettent le piégeage des hydrocarbures c'est-à-dire des bassins sédimentaires ayant une faible activité tectonique. Ces accumulations montrent que les roches de couvertures sont suffisamment efficaces pour piéger durablement le CO₂. A long terme, il est possible que des événements tectoniques perturbent la stabilité de ces systèmes entraînant des fuites de CO₂.

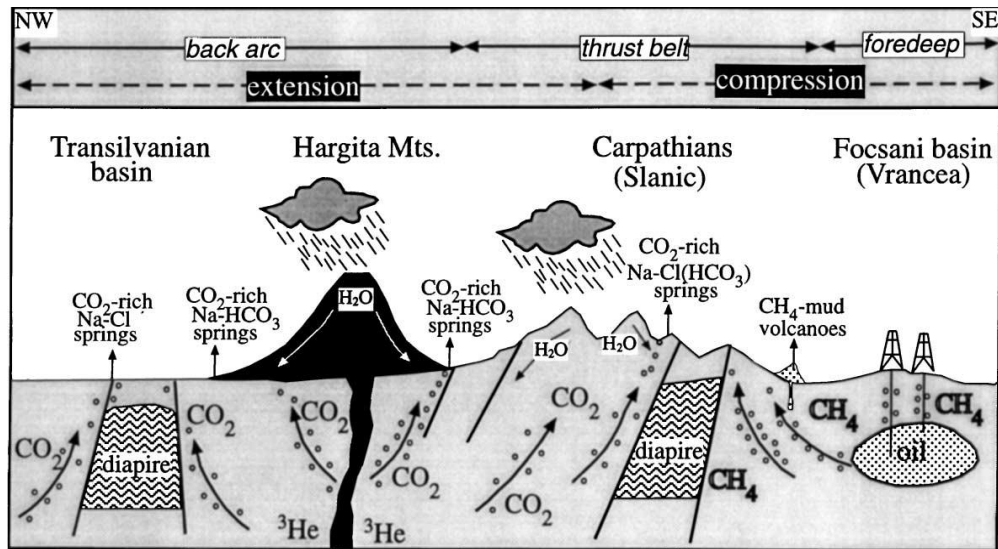


Figure 5 : Modèle conceptuel de la circulation des fluides géochimiques à travers la chaîne sud-est des Carpathes (Vaselli et al. 2002).

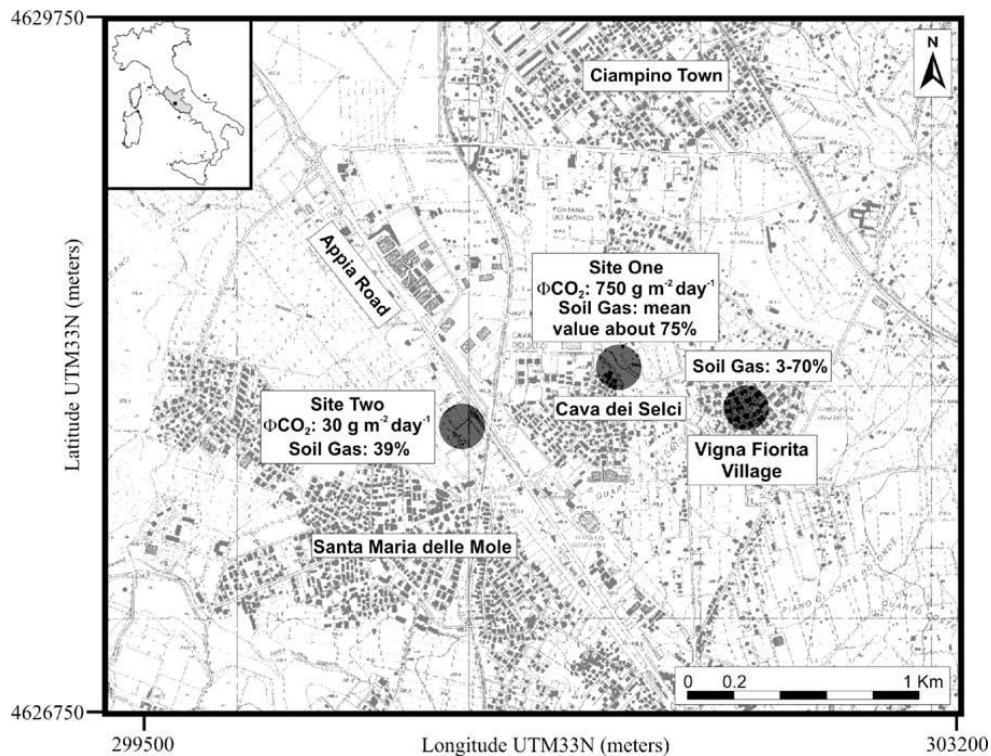


Figure 6 : Localisation des principaux événements de CO₂ au sud de la ville de Ciampino (Italie Centrale). La figure indique les valeurs de flux de CO₂ calculées et les concentrations moyennes dans les gaz du sol (%). (Annunziatelli et al. 2003).

4. Etat de l'art sur les impacts potentiels du CSC sur les eaux souterraines

Dans ce chapitre, l'évaluation des risques ne sera pas abordée dans son ensemble mais un inventaire des impacts potentiels du stockage géologique du CO₂ sur les eaux souterraines sera réalisé à partir des travaux publiés au moment de la rédaction du présent rapport. Une synthèse des travaux publiés est proposée, pour plus de détails on renvoie le lecteur vers la lecture des travaux de l'IEAGHG (2011) et du projet CIPRES (Lions *et al.*, 2012).

Comme abordé dans les chapitres précédents, les risques sur les eaux souterraines afférant au stockage géologique du CO₂ sont principalement liés à la possibilité d'une fuite de CO₂ et/ou à la remontée de saumures vers la surface et les eaux souterraines (cas des stockages en aquifère salin profond). Ainsi, les travaux publiés sur la thématique de l'impact sur les eaux souterraines traitent de deux types d'impacts potentiels :

- les impacts de nature hydrodynamique avec des effets possibles sur l'état quantitatif de la ressource et sur les écoulements (modification des pressions et migration des saumures) ;
- les impacts de nature hydrochimique avec des impacts du CO₂ sur la composition et la qualité de l'eau.

4.1. IMPACTS HYDRODYNAMIQUES

Le risque potentiel lié à l'impact hydrodynamique et au déplacement de saumure (l'eau de formation) vers les eaux douces doit être abordé à grande échelle. En effet, une hausse de pression peut induire des modifications des écoulements latéraux au sein de la formation de stockage (migration de saumure) ou des écoulements verticaux au sein des aquitards (drainance verticale) ou via des chemins préférentiels tels que les failles et les fractures ou les puits en activité ou abandonnés. La saumure ou le gaz sont ainsi susceptible de migrer en cas de défaillance de l'étanchéité du système et peuvent potentiellement altérer la qualité des eaux.

4.1.1. Augmentation de la pression

L'injection de CO₂ dans une formation saline profonde nécessite d'exercer un excès de pression pour surmonter les pressions interstitielles d'entrée du gaz dans les pores et déplacer le fluide de formation préexistant. Ainsi, un champ de pression se développe et se distribue dans la formation à la fois latéralement au sein de la formation et dans une moindre mesure verticalement au sein des formations adjacentes.

Les préoccupations concernant la capacité d'injecter le CO₂ dans la roche poreuse en raison de la compressibilité et les limites de l'intégrité géo-mécaniques ont été soulignées depuis plusieurs années par plusieurs auteurs (Tsang *et al.* 2008 ;

Yamamoto *et al.* 2009 ; Birkhlozer *et al.* 2007, 2009 ; Nicot 2008). Par exemple, ces modifications de la pression peuvent avoir un impact sur les ressources en eau souterraine concernant le niveau des nappes et le déplacement de fluide de formation. Van der Meer (1992a, 1992b) a souligné que les limitations de l'injection de CO₂ sont contrôlées par la pression induite en fonction des propriétés de la formation de stockage notamment dans les réservoirs peu perméables ou compartimentés. Comme rappelé par Nicot (2008), Bergman et Winter (1995) ont également souligné la possibilité d'impacts sur la vitesse du fluide natif, les changements de zone de drainage et les risques de mélange de saumures avec les aquifères d'eau potable. Ils avaient suggéré que pour le déploiement de cette technologie à grande échelle, il fallait beaucoup plus de recherche afin de minimiser les incertitudes et les risques techniques. Plus récemment, Nicot (2008) a noté que durant la dernière décennie peu ou pas de recherche ont été menée pour répondre aux préoccupations soulignées par Bergman et Winter (1995). Birkholzer et Zhou (2009) ont évalué de façon plus intensive la question de l'augmentation de la pression interstitielle et la zone touchée lors de l'injection de dioxyde de carbone afin de discuter des implications au niveau réglementaire. Ils ont mentionné que les estimations de capacité de stockage, si elles sont fondées uniquement sur le volume efficace des pores disponible pour le piégeage du CO₂ en toute sécurité, doivent être révisées en fonction des évaluations des perturbations de pression et de leurs impacts potentiels sur l'intégrité de la roche de couverture (ou cap rock) et des ressources en eaux souterraines.

La pression initiale dans l'espace des pores de la formation profonde peut idéalement être hydrostatique et varier uniquement en fonction des variations de salinité (ou de la présence d'hydrocarbures). La pression excessive exercée lorsque le CO₂ est injecté dans une formation entraîne une pression transitoire qui va se disperser et s'homogénéiser dans la formation à une vitesse qui dépend des propriétés d'écoulement de la formation de stockage et de la couverture (Figure 7). Pour les formations profondes qui sont scellées à la fois verticalement et latéralement, ou si les propriétés de transmissivité sont trop faibles pour le débit d'injection sélectionné, la pression peut augmenter au point de dépasser la pression de fracturation de la roche de couverture. Lorsqu'elle dépasse la pression lithostatique elle peut provoquer une hydro-fracturation (Rutqvist, 2006). La montée en pression sera moindre dans les formations qui s'étendent sans joints latéraux (qui peuvent être causés par des défauts ou des changements latéraux de faciès). Ceci permet de souligner l'importance de la bonne gestion de l'injection du CO₂ et la maîtrise de la pression dans le réservoir afin de pallier toute défaillance du système.

La propagation latérale de la pression sera différente selon les conditions aux limites du réservoir où l'injection est réalisée. Deux cas sont schématisés, le cas d'un système fermé avec des limites ou barrières latérales peu perméables qui confinent le stockage et le cas d'un système ouvert lorsque l'injection est réalisée dans des formations aquifères de grandes extensions au sein desquels la pression se propage et s'atténue sur de grandes distances.

La propagation verticale de la pression pourrait potentiellement affecter les aquifères et aquitards sus et sous-jacents selon le pouvoir confinant des formations encaissantes (Figure 8). Ces changements potentiels à prévoir dans un aquifère ouvert peuvent être

estimés à partir des variations de pression. Dans un aquifère confiné, ce changement équivaut à l'augmentation liée à la compressibilité de l'espace poreux (Birkholzer *et al.*, 2009 ; Figure 8).

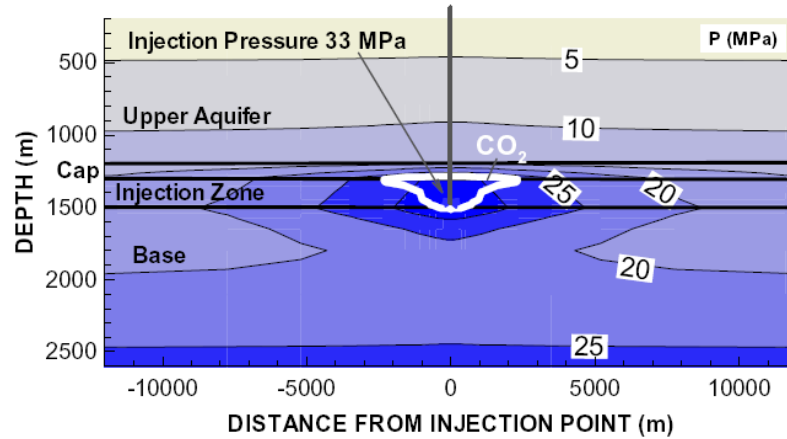


Figure 7 : Distribution de la pression du fluide (en MPa) après 10 ans d'injection de CO₂ à 33 MPa à 1500m de profondeur (d'après Rutqvist et Tsang, 2003). La pression naturelle est de 5 MPa à 500m et de 20 MPa à 2000 de profondeur.

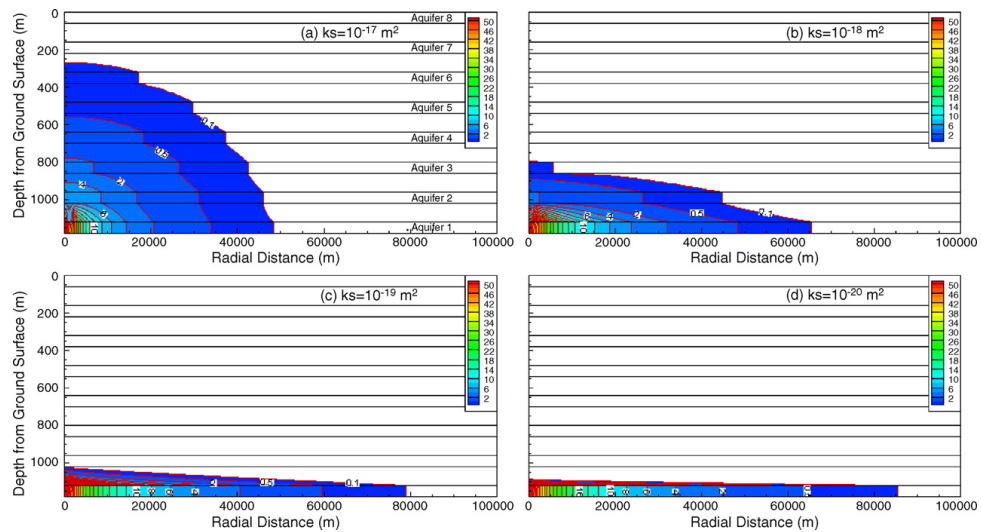


Figure 8 : Simulation de l'augmentation de pression (en bars) après 30 ans d'injection de CO₂, pour différentes valeurs de la perméabilité de la roche de couverture (Birkholzer *et al.*, 2009).

Pour évaluer l'impact de l'injection de CO₂ sur la formation de stockage et éventuellement sur les aquifères sus-jacents, il est nécessaire de comprendre des systèmes hydrogéologiques et hydrogéochimiques complexes. La modélisation à l'échelle du bassin nécessite la collecte d'une grande quantité de données, souvent non disponible pour une caractérisation précise. Ceci implique donc une évaluation des travaux de modélisation à travers l'analyse de sensibilité et l'étude de multiples scénarios. Une des principales difficultés pour la modélisation des impacts du stockage du CO₂ sur les eaux souterraines peu profondes est de gérer à la fois les changements

hydrodynamiques des formations géologiques et les interactions fluides-roches associées. En fait, dans la littérature ces deux disciplines (l'hydrodynamique et la géochimie) sont souvent appréhendées séparément. Ainsi, la modélisation du transport réactif pour les systèmes d'écoulement multiphasiques est encore l'objet de recherches et de développement.

Les estimations des impacts hydrodynamiques potentiels du stockage du CO₂ sont donc basées sur différentes approches de modélisation. Une approche de modélisation monophasique, où de l'eau est injectée, fournira une approximation de l'injection de CO₂ pour une impulsion de pression analogue. Cela permet l'utilisation de codes numériques à l'origine dédiés aux questions hydrogéologiques et capables de bien intégrer les données correspondantes (e.g. Modflow, Marthe). En variante, un simulateur d'écoulement en réservoir peut rendre en compte la phase gazeuse dans la zone d'injection en surpression (e.g. Tough2, Eclipse). Bien qu'un simulateur d'écoulement de réservoir soit préférable pour la prédiction de la propagation du gaz et de son mélange, ces codes ne sont souvent pas adaptés pour l'incorporation complète de caractéristiques hydrogéologiques. Une alternative au modèle numérique est la modélisation analytique qui utilise une géométrie simplifiée du système hydrogéologique pour permettre une estimation rapide de la surpression et le mouvement du fluide associé (e.g. Mathias *et al.*, 2009.).

Dans les réservoirs de grandes extensions, les prévisions de l'augmentation de la pression et les déplacements des fluides associés liés à l'injection de CO₂ montrent que le champ de pression va rapidement atteindre une large surface (jusqu'à 100 ou 200 km) au sein de la formation de stockage, mais avec une forte baisse de la pression à partir du point d'injection (Yamamoto *et al.*, 2009a, 2009b; Birkholzer *et al.*, 2007, 2009; 2010 ; Nicot 2008). Ce champ de pression est largement contrôlé par la quantité totale de CO₂ injecté et la perméabilité de la roche de couverture. La pression dans le voisinage du puits d'injection peut atteindre des valeurs de plusieurs dizaines de bars, tandis qu'il n'est pas attendu d'impact significatif sur la pression au niveau des affleurements. Cet impact en pression varie en fonction de la taille et des conditions aux limites de la formation de stockage. Ainsi les cas présentés sont strictement dépendants des hypothèses modélisés et seule une étude dédiée à chaque site permettra d'évaluer plus ou moins finement les impacts hydrodynamiques causés par un stockage géologique de CO₂.

Les changements induits au niveau de la nappe phréatique qui ont pu être modélisés (Figure 9) ne dépassent pas quelques millimètres pour les aquifères sus-jacents en raison de la présence d'aquitards (Birkholzer *et al.* 2009 ; Smith *et al.* 2011). Dans le cas de système ouvert, les variations induites pour la formation de stockage au niveau des affleurements sont du même ordre de grandeur que les variations saisonnières et interannuelles (Nicot 2008). Dans certaines conditions spécifiques qui méritent d'être pleinement explorées ces estimations numériques peuvent atteindre quelques mètres. Fortement contrôlées par la perméabilité des formations, les prévisions de flux de saumure à travers des argiles et marnes sont de l'ordre de quelques millimètres par an, tandis que les flux de saumures dans le réservoir peuvent atteindre quelques mètres par an.

L'impact quantitatif du CSC sur la ressource en eau souterraine semblerait donc négligeable néanmoins il convient également d'évaluer l'impact qualitatif que pourrait avoir la migration de saumure vers les aquifères d'eau douce. En effet l'existence de voies de circulation le long de discontinuités naturelles (faille) ou d'origine humaine (puits) peuvent potentiellement connecter la formation de stockage aux aquifères et aquitards sus-jacents modifiant les écoulements hydro-régionaux et la chimie des eaux (Tsang *et al.*, 2008 ; Humez *et al.* 2011).

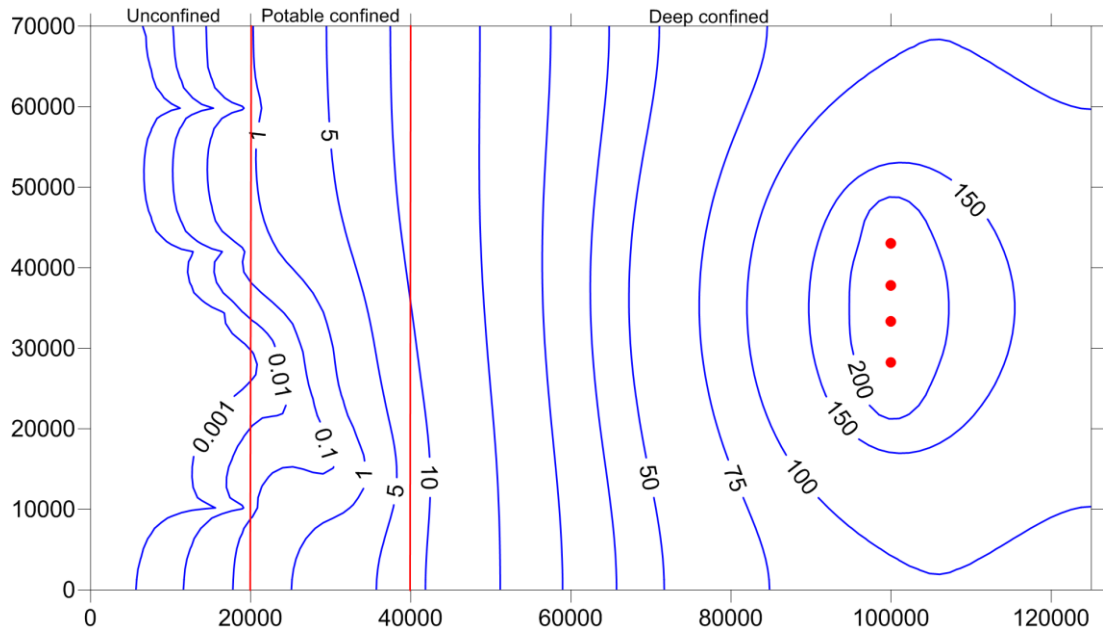


Figure 9 : Différences de charges hydrauliques (en m) entre la ligne de base et le modèle après injection du CO₂. Les points d'injection sont indiqués en rouges. Les séparations entre nappe libre, confiné et réservoir profond sont indiquées par les lignes rouges (Smith *et al.* 2011).

En conclusion, les variations de pression induites par l'injection de CO₂ peuvent avoir de manière plus ou moins significative des répercussions sur la vitesse de l'écoulement des eaux souterraines et leurs directions (flux régionaux), sur le niveau de la nappe et la répartition des zones de drainage des aquifères peu profonds (Nicot *et al.*, 2006; Tsang *et al.*, 2008; EPA, 2008; IEAGHG, 2011). Ces effets pourraient influencer les ressources en eau disponibles, causer des interférences avec des puits de prélèvement, des sources ou des suintements. Il convient donc de connaître au mieux le fonctionnement hydrogéologique des systèmes ciblés pour le stockage et d'évaluer les modifications susceptibles d'être induites sur la pression hydrostatique et la dynamique des aquifères (EPA, 2008).

4.1.2. Migration de saumures

Le terme "saumures" se réfère à plusieurs types de fluide. Il s'agit d'une part d'eau salée rencontrée dans les formations profondes et d'autre part d'eau piégée dans les formations argileuses et peu perméables. Ces eaux profondes et anciennes sont généralement des solutions salines parce que leur salinité primaire est préservée

(eaux connées) ou parce que les interactions eau-roche (par exemple par évaporation dissolution) ont été relativement intenses.

Les saumures peuvent provenir directement du réservoir de stockage via la migration à travers des chemins préférentiels comme les puits, failles. Elles peuvent également provenir des aquitards adjacents aux aquifères pour lesquelles la migration de saumure peut se faire suite à une modification des gradients hydrostatiques. En effet, la dépression ou la surpression d'un aquifère peut mobiliser par drainance verticale des eaux connées piégées dans les aquitards. Ceci s'observe déjà dans certaines masses d'eau surexploitées où une baisse du niveau hydrostatique entraîne une drainance verticale et la migration d'eau qui peut être de qualité moindre (e.g. concentrée en fluor).

Une migration de saumure dans les aquifères d'eau douce voisins pourrait entraîner une détérioration de la qualité de l'eau car ces eaux ont une quantité élevée d'éléments en solution totaux déconseillé pour la consommation humaine. Par exemple, le taux de résidu sec supérieur à 500 mg/l est déconseillé pour la consommation humaine aux Etats-Unis (EPA, 2009). En outre, les saumures contiennent le plus souvent des concentrations élevées d'oligo-éléments, comme en témoigne l'aquifère du Dogger dans le bassin parisien qui contient des éléments comme du Ba, F, Sr, ou Li (Michard et Bastide, 1988; Coudrain-Ribstein et Gouze, 1993). D'autres contaminants comme le radon, des composés organiques et le benzène sont également susceptibles de migrer dans les eaux souterraines (Kharaka et Hanor 2003 ; Gal *et al.*, 2011).

A l'heure actuelle, il n'existe pas de cas de contamination d'aquifères d'eau douce par des saumures associées à des stockages de CO₂. Néanmoins, au cours de l'exploitation des champs d'hydrocarbures aux Etats-Unis durant la première moitié du XX^{ème} siècle, des cas de pollutions des sols et des aquifères ont pu être décelées. Le déversement et l'élimination inadéquate de l'eau saline provenant des puits de pétrole a causé des dommages environnementaux sur des milliers de sites aux États-Unis. Il s'agit de cas de pollution de surface par les eaux produites lors de la production d'hydrocarbures et non pas de la migration verticale de saumures associées à une surpression. Dans les cas de pollution par l'exploitation en surface, les saumures ont pu entraîner la salinisation des sols et des eaux de surface et souterraines (Otton *et al.* 2007, Whittemore *et al.* 2007). Sur ces sites, des processus naturels vont modifier la composition chimique du panache des eaux souterraines, comme le mélange avec les eaux souterraines initiales, les eaux de percolation des précipitations ou l'infiltration d'eau de surface, la sorption, la précipitation/dissolution des minéraux, l'évapotranspiration, la volatilisation pour les composés organiques et des réactions d'oxydation / réduction contrôlées par les bactéries (Kharaka *et al.* 2007).

4.2. IMPACTS HYDROCHIMIQUES DU CO₂

A l'heure actuelle, aucun impact lié à une fuite de CO₂ liée au stockage géologique du CO₂ n'a été observé ou étudié. Par conséquent, il n'existe pas de données sur la dégradation de la qualité de l'eau souterraine suite à une fuite de CO₂ depuis un stockage géologique de CO₂ dans des formations salines profondes (IEAGHG, rapport 2007/3). Les impacts potentiels sur les eaux douces souterraines sont donc généralement appréhendés par l'intermédiaire d'analogues naturels ou industriels, à travers des expériences en laboratoire ou sur le terrain ou de modélisation (IEAGHG, rapport 2011/11).

La réactivité chimique du CO₂ dans des réservoirs contenant des saumures concentrées, où il y a d'importants transferts de masse entre la phase aqueuse et la phase solide, a été discutée dans de nombreux articles (Gaus, 2010). En revanche, dans les eaux douces, la réactivité géochimique attendue en cas de fuite de CO₂ est étudié depuis peu. Les processus géochimiques qui peuvent se produire dans les aquifères d'eau douce, à moindre profondeur et pour des températures plus basses, sont attendus avec intensité moindre que celle observée dans les réservoirs profonds. Ces mécanismes (dissolution des minéraux, désorption d'ions) peuvent néanmoins affecter potentiellement la qualité de l'eau douce. Par conséquent, en raison des différences dans les conditions de pression et de température, et des quantités et de la vitesse des flux de CO₂ industriel, des analogies directes entre la réactivité chimique du CO₂ avec la roche profonde autour du point d'injection (Gaus *et al.*, 2008; André *et al.*, 2007; Audigane *et al.*, 2007) et les effets potentiels sur l'eau douce souterraine ne sont pas possibles.

Dans ce rapport, seul l'impact potentiel du CO₂ est considéré. L'évaluation des impacts des impuretés et hydrocarbures associés au CO₂ n'est pas encore suffisamment traitée dans la littérature pour être exposée ; de plus leur influence sera fortement dépendante de la composition du flux de CO₂, de la minéralogie du site et de la composition des eaux souterraines, si bien qu'il est très difficile de les appréhender de façon générique.

4.2.1. Les facteurs géochimiques

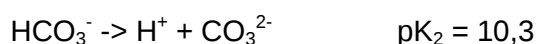
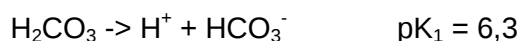
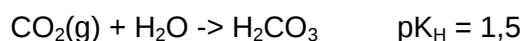
La composition chimique de l'eau naturelle est dérivée de plusieurs sources de solutés, comme les gaz, les interactions avec la roche.

Les impacts chimiques potentiels du CO₂ sur la qualité de l'aquifère sont complexes et cette partie présente les principaux facteurs géochimiques en jeu. En effet, les réactions chimiques sont généralement étroitement couplées et interdépendantes, et il est difficile d'évaluer correctement l'effet global de l'ensemble des réactions et processus connus individuellement. Ainsi, le développement de la modélisation géochimique est nécessaire pour appréhender ces mécanismes de manière intégrée.

Effets sur le pH

Le CO₂ pur n'est pas réactif, mais dans une solution aqueuse une partie du CO₂ en fonction de la température et de la pression va réagir avec de l'eau (H₂O) pour former l'acide carbonique (H₂CO₃). L'acide carbonique, à son tour va se dissocier en H⁺ et en ion bicarbonate HCO₃⁻. L'ion bicarbonate de nouveau se dissocie en un proton (H⁺) et en carbonate (CO₃²⁻).

Ainsi, l'activité du CO₂ en solution aqueuse est reliée à la concentration en bicarbonate et en H⁺ (ou du pH qui est l'activité en log de H⁺). Pour un faible pH dans le système de tampon carbonate, les ions bicarbonates sont prédominants, alors que pour un pH élevé les ions carbonates prévaudront. Ceci est décrit dans les réactions chimiques ci-dessous pour une solution aqueuse pure et en l'absence de tous les minéraux tampons.



$$\log[\text{HCO}_3^-] - \text{pH} - 7,8 = \log [\text{PCO}_2]$$

Ainsi, dans les eaux souterraines, où la pression partielle de CO₂ augmente, on peut s'attendre à une diminution du pH et à une augmentation de la concentration en bicarbonate. Toutefois, dans tout aquifère, les minéraux présents, comme la calcite, ou la matière organique tamponnent le pH et par conséquent le pH résultant ne peut pas être calculé par l'équation ci-dessus, il s'agit de l'effet tampon. Pour cela, il faut correctement évaluer le rôle joué par la précipitation / dissolution des minéraux au sein de l'aquifère, car ces réactions vont limiter les variations de pH. Cela réduit potentiellement le risque pour la santé humaine puisque la mobilité des éléments traces, causée par la réduction du pH, peut être empêchée. Une conséquence négative, cependant, est que la détection de fuites de CO₂ par l'intermédiaire du pH des eaux souterraines de surveillance sera plus difficile (Keating *et al.*, 2010).

Effets sur le potentiel d'oxydoréduction

Tout comme le pH, le potentiel d'oxydoréduction participe à l'équilibre des interactions eau-roche. Une perturbation de ce paramètre peut donc induire des modifications des équilibres géochimiques et la modification de la composition des eaux souterraines.

Dans le cas d'aquifères non confinés, les eaux peuvent appartenir à deux zones au sein d'un aquifère, la zone aérobie dans la partie supérieure pour lequel le potentiel d'oxydoréduction est élevé et relativement constant, et d'autre part, une zone anaérobie à la base ayant un potentiel d'oxydoréduction plus faible qui peut évoluer en fonction de l'activité métabolique des micro-organismes. Les activités anthropiques comme l'exploitation des eaux souterraines ou potentiellement le stockage géologique

du CO₂ peuvent entraîner des modifications du potentiel d'oxydoréduction à travers plusieurs mécanismes.

Dans le cas où la propagation de pression liée à la mise en pression du stockage géologique du CO₂ pourrait induire l'accroissement de la pression hydrostatique au sein des aquifères sus-jacents, une variation des niveaux piézométriques pourrait être induite. Aucune observation n'a confirmé cet impact et les analogues industriels comme le stockage de gaz naturel et les modélisations montrent un impact limité sur la pression des aquifères adjacents alors qu'il peut être significatif dans la formation de stockage (David *et al.* 2010). Les travaux de modélisation ont montré que les variations susceptibles de se produire lors de l'injection de CO₂ ou d'une fuite depuis la zone de stockage sont de l'ordre de variations naturelles et généralement inférieures à des modifications induites par l'exploitation des aquifères pour la production d'eau (Birkholzer *et al.*, 2007; Nicot, 2008; Birkholzer *et al.*, 2009; Yamamoto *et al.*, 2009 a,b).

Néanmoins, il semble admis que la principale conséquence de l'élévation du toit de la nappe sur le potentiel d'oxydoréduction des eaux souterraines s'observe là où s'opère l'enneigement de la roche aquifère préalablement non saturée (e.g. Larsen et Postma, 1997). Dans ces zones nouvellement saturées, le taux de diffusion de l'oxygène n'est plus suffisant pour maintenir une concentration élevée et le potentiel d'oxydoréduction diminue en conséquence. Larsen et Postma (1997) ont ainsi constaté une diminution de la concentration en SO₄²⁻ suite à la remontée de la nappe au sein de l'aquifère de Grinsted (Jutland, Danemark). Il est important de souligner que les effets de la variation de la profondeur de la nappe sont basés sur des résultats observés sur des sites sans lien avec le stockage géologique du CO₂ ou avec une fuite de CO₂. Les observations sont donc extrapolées pour décrire les mécanismes régulant l'impact du stockage géologique de CO₂ sur le potentiel d'oxydoréduction des eaux souterraines.

La modification du potentiel d'oxydoréduction peut également être causée par l'intrusion dans les eaux douces en cas de fuite de gaz, de substances annexes associées au flux de CO₂ stocké. Dans ce cas, les substances annexes co-injectées, peuvent être de puissants oxydants (i.e. O₂, SOx, NOx) ou réducteurs (i.e. H₂S).

4.2.2. Les conséquences potentielles sur la qualité de l'eau

L'impact potentiel du CO₂ sur la qualité de l'eau est contrôlé par les facteurs de base comme le pH ou le potentiel d'oxydoréduction et la composition chimique de l'eau. Dans les aquifères, les interactions eau-roche contrôlent la composition de l'eau et dépendent également des conditions physico-chimiques. Ainsi, l'arrivée potentielle de CO₂ dans un système en équilibre provoque des changements des conditions physico-chimiques modifiant l'équilibre eau-roche. Des modifications des écoulements mais également du niveau statique, dans le cas de nappe libre, causées par des modifications du gradient hydraulique peuvent également entraîner des modifications des conditions physico-chimiques (notamment du potentiel d'oxydo-réduction) qui peuvent également entraîner la modification des équilibres géochimiques et le relargage d'éléments en solution. Plusieurs processus sont potentiellement

susceptibles d'intervenir lors de l'injection de CO₂ ou à la suite d'un rejet accidentel de CO₂ dans les aquifères. Les plus importants (IEAGHG, rapport 2011/11) sont:

- la modification des débits qui jouent un rôle dans le transport des éléments ;
- l'intrusion de saumure par infiltration ou drainance verticale à travers la matrice ou le long des failles ;
- la migration de composés organiques dissous par une solution riche en CO₂, car le CO₂ supercritique est un excellent solvant pour les composés organiques;
- la dissolution des minéraux qui peut augmenter la minéralisation de l'eau et libérer des éléments connexes ;
- la co-précipitation et la sorption des métaux qui agissent comme un piège ou une source de contaminants ;
- la diminution ou inhibition de l'activité bactérienne qui reflètera une toxicité du CO₂ pour les microorganismes des eaux souterraines non adaptés à une intrusion soudaine de CO₂ ; ou la surexpression de métabolismes autotrophes d'assimilation du CO₂ ;
- la complexation aqueuse des métaux qui peut favoriser la solubilité des éléments traces (complexe organique, Cl, carbonates).

Travaux de modélisation géochimique

Basé sur un modèle géochimique pour les aquifères d'eaux potables des États-Unis, Apps *et al.* (2010) ont pu estimer l'impact potentiel d'une fuite de CO₂ en tenant compte des assemblages de minéraux possibles y compris les éléments dangereux présents naturellement. Ainsi, la pression partielle de CO₂ modifie l'équilibre thermodynamique des minéraux et les concentrations en métaux dans l'aquifère étudié comme illustré par la Figure 10 (Apps *et al.*, 2010). Les concentrations de certains des constituants étudiés, par exemple Ba, Cd, Sb et Zn sont sensibles aux changements de pression de CO₂. L'arsenic et dans une moindre mesure Pb et Zn peuvent dépasser les limites de qualité pour des concentrations élevées de CO₂. Ce relargage peut être significativement modifié par les phénomènes d'adsorption ou de désorption à la surface des minéraux.

Dans la littérature, l'accent a été principalement mis sur l'évaluation de la réponse et le transport de l'As et Pb. Sous certaines conditions chimiques, les limites de qualité respectives peuvent être dépassées dans les eaux souterraines. Ceci a été évalué par des modèles géochimiques (Apps *et al.*, 2010 ; Birkholzer *et al.*, 2008 ; Humez *et al.* 2011). Aussi, il est nécessaire de tenir compte des hypothèses et des mécanismes modélisés pour interpréter correctement ces résultats. Par exemple, les cinétiques de dissolution et de précipitation des minéraux ne sont pas toujours connues, les processus de sorption ne sont pas systématiquement pris en compte dans les modèles et leur paramétrisation est très délicate en raison du manque de connaissance sur la réactivité des minéraux spécifiques à chaque aquifère.

Analogues naturels

Keating *et al.* (2010) et Viswanathan *et al.* (2012) étudient le site Chimayo (USA) qui est un aquifère superficiel avec du CO₂ profond fuyant, constitué de sédiment alluvionnaire avec la présence de quartz, feldspath, plagioclase et calcite. Les eaux sont riches en uranium, arsenic et plomb. De plus, ce site constitue un véritable analogue puisque l'aquifère contient à la fois des eaux naturellement riches en CO₂ et des eaux qui sont dépourvues de CO₂. Connaissant l'état initial d'un système eau-roche sans CO₂, les auteurs appliquent une approche expérimentale et numérique pour connaître les phases porteuses d'uranium et d'arsenic et contraindre les mécanismes qui mobilisent ces éléments dans la phase aqueuse. Compte tenu de la corrélation de l'As, U et le Pb avec les ions chlorures, il est possible que ces éléments soient co-transportés par la remontée de saumure riche en CO₂ dans le site d'étude (Keating *et al.*, 2010). L'uranium en solution est contrôlé par des processus d'échange d'ion et de sorption/désorption et dissolution/précipitation sur la calcite. L'arsenic est associé aux phases minéralogiques riches en Fer (argile, oxyde), il est probablement situé sur les sites de surface. Compte tenu des conditions oxydantes de l'aquifère d'étude, aucune trace de minéraux riches en arsenic (e.g. arsenopyrite etc.) n'est observée. Les résultats en batch montrent que la teneur en arsenic augmente lors de l'injection du CO₂ puis diminue jusqu'aux valeurs initiales au cours de l'expérimentation. D'après le modèle géochimique, l'évolution de l'As en solution est due à des processus de sorption sur des minéraux primaires et secondaires (état de saturation de la kaolinite favorable). Les limites de détection des techniques ne permettent pas de mettre en évidence la formation de kaolinite. Keating *et al.* (2010) ont également montré qu'il y a un certain nombre de facteurs susceptibles d'atténuer l'impact de la fuite de CO₂ sur la qualité des eaux souterraines peu profondes. Il s'agit notamment (1) du simple mélange et de la dilution par les eaux souterraines, (2) des réactions tampon du pH telles que la dissolution de la calcite et / ou de l'altération des silicates, (3) de la disponibilité limitée des métaux traces dans les minéraux de l'aquifère, et (4) du piégeage des éléments traces par précipitation des minéraux secondaires.

En outre, Keating *et al.* (2010) concluent que la saumure, qui pourrait fuir directement à partir du réservoir de CO₂, ou être entraînée dans le panache de CO₂ lors de son passage à travers les roches au-dessus du réservoir, pourrait avoir un impact beaucoup plus important sur la qualité des eaux souterraines peu profondes que le CO₂ lui-même ou les réactions minérales dans l'aquifère causées par la présence de CO₂ en quantités élevées. L'eau saumâtre pourrait localement co-transporter des éléments comme U et Pb.

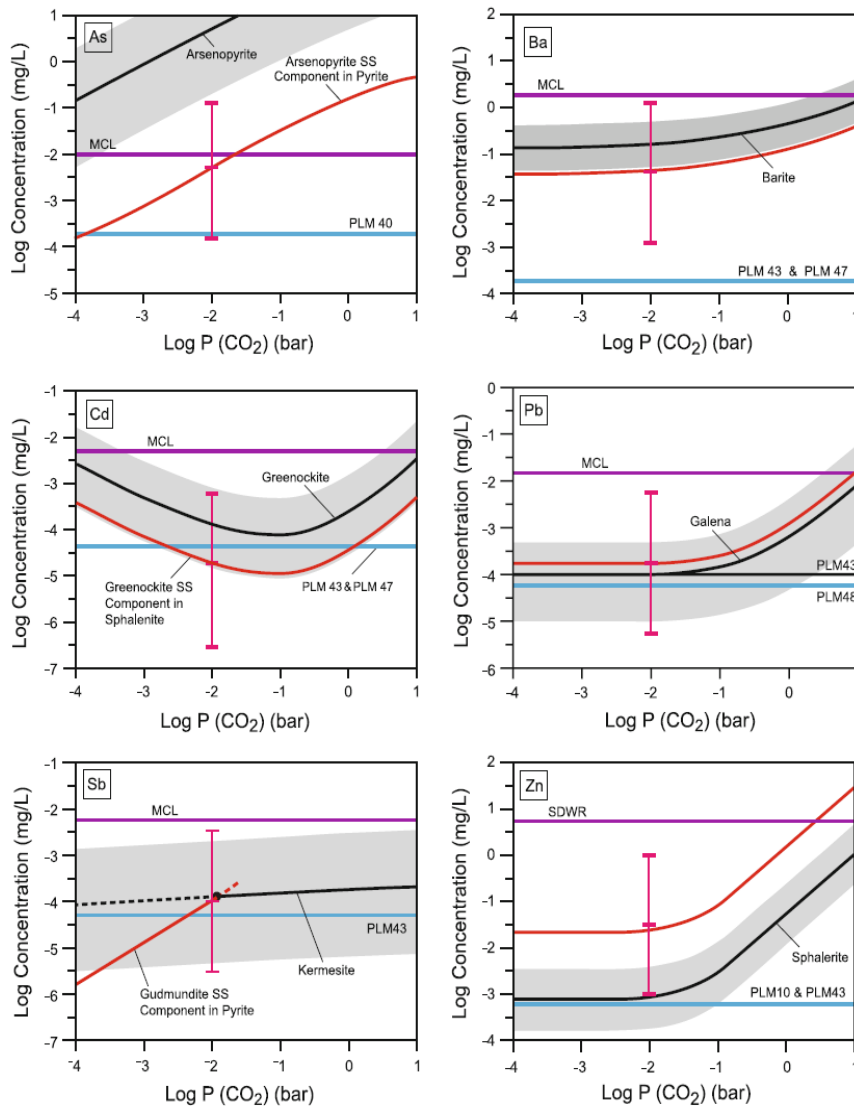


Figure 10 : Modélisation géochimique de la variation des concentrations de métaux traces à l'équilibre avec les minéraux sources en fonction de la pression partielle de CO₂.

La ligne noire $\pm 1\sigma$ représente les prédictions du modèle obtenues sans calibration des produits de solubilité. La ligne rouge avec une barre d'erreur associée $\pm 2\sigma$ représente la concentration calculée sur la base des produits de solubilité ajustés pour assurer la cohérence avec les concentrations observées sur les éléments indésirables dans les eaux bancarisées dans la base NWIS (USA). SS se réfère à une solution solide. PLM10, PLM40, PLM43, PLM47 et PLM48 sont les méthodes d'analyse. MCL signifie le niveau maximum de contamination pour chaque élément. SDWR est pour la réglementation de l'eau potable secondaire. (Apps et al., 2010).

Expériences de laboratoire

Des expériences en laboratoire sur les impacts potentiels du CO₂ sur les eaux douces apparaissent progressivement dans la littérature (Smyth *et al.*, 2009, Little et Jackson, 2010; Lu *et al.*, 2010 ; Humez *et al.* 2012). Ces auteurs ont réalisé des expériences en batchs pour étudier l'interaction de l'eau avec la roche aquifère en présence de CO₂. Les résultats des expériences de laboratoire sont en accord avec l'hypothèse principale: l'augmentation de la pression partielle de CO₂ a un impact immédiat sur la chimie de l'eau en abaissant le pH et en augmentant la concentration en éléments dissous.

L'étude de Smyth *et al.* (2009) a porté sur les effets du CO₂ sur un aquifère d'eau douce situé entre 9 et 213 m de profondeur et recouvrant le champ de pétrole de SACROC au Texas (US) dans lequel du CO₂ a été injecté pendant 35 ans. Dans cette étude des expériences de laboratoire ont été entreprises pour évaluer l'impact géochimique (Smyth *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2010). Ces essais ont été réalisés sur des échantillons de carottes de différents aquifères au Texas. Après deux semaines de bullage à l'argon, le gaz a été remplacé par du CO₂. Le suivi de la composition des solutions montre une élévation significative de nombreux cations. La valeur du pH diminue en présence de CO₂ confirmant que les assemblages minéralogiques ont des capacités différentes de pouvoir tampon et que les solutions en contact avec les minéraux carbonatés ont un pH plus élevé que les autres (Smyth *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2010).

Lu *et al.* (2010) et Smyth *et al.* (2009) étudient également différents échantillons solides provenant de plusieurs aquifères dans l'Etat du Mississippi (US), ce qui implique une diversité dans les assemblages minéralogiques. Lu *et al.* (2010) démontrent qu'il existe une corrélation entre la diminution du pH et la libération de cations. La dolomite serait la source à partir de laquelle les éléments Ca, Mg, Mn Ba et Sr sont mobilisés. La dolomite contient également des éléments traces comme Mn, Sr et Ba qui se substituent à Mg et Ca. Les K-feldspaths lorsqu'ils sont présents dans les roches se dissolvent également, mais en moindre mesure que les minéraux carbonatés, libérant K et Si dans l'eau. Néanmoins la teneur en Si dans l'eau est réduite en raison de la précipitation de quartz. Ils ont remarqué que les argiles (illite, smectite) semblent inertes en contact avec du CO₂. Lu *et al.* (2010) ont montré que Al et Fe sont contrôlés par la désorption / adsorption et que les taux de libération de métaux sont plus élevés lorsque le pH est réduit. Les auteurs suggèrent également que la sorption pourrait aussi contrôler Mo, Cr, Cu et Cs.

Little et Jackson (2010) ont reconstitué, dans un batch, une interaction eau-roche-CO₂ avec différents assemblages minéralogiques au contact d'eaux naturelles faiblement minéralisées. Ces eaux non contaminées contiennent initialement des teneurs en As, U, Ra, Cd, Cr, Cu, Pb, Se, ce qui suggère que ces métaux et métalloïdes sont contenus dans la phase solide du sédiment. Le matériel solide et liquide provient de formations silicoclastiques tertiaires (~ 100 m de profondeur) des états du Mid-Ouest, du Texas et de Virginie (US). Ces travaux indiquent que Co et Ni peuvent être mobilisés à la suite de la désorption à partir d'oxy-hydroxydes de fer et de manganèse. De plus, l'état d'oxydoréduction de l'eau douce est important pour prédire le

comportement des éléments tel que U. Ainsi, Little et Jackson (2010) montrent que l'uranium peut être relargué dans des conditions oxydées. Inversement les oxyanions (As, Se, Sb, Mo, V et Cr) ont diminué dans les expériences en accord avec le comportement des oxyanions qui sont généralement immobilisés dans des solutions modérément acide et en condition oxydante. Considérant la libération des éléments traces, Little et Jackson (2010) ont montré que l'augmentation des concentrations en Al, Mn, Fe, Zn, Cd, Se, Ba, Tl et U provoque l'atteinte ou le dépassement des normes de qualité. Ces auteurs ont travaillé sur des roches aquifères naturellement riches en éléments traces ce qui explique le plus fort taux de mobilisation observés par rapport aux autres études.

Tandis que la dissolution du carbonate minéral est bien établie en présence de CO₂, le comportement des minéraux silicatés (quartz, feldspath, galuconie, argiles) est moins connu car contrôlé par le système (minéralogie, composition de l'eau). Ceci a potentiellement des implications directes sur la libération des éléments traces associés.

L'extrapolation des résultats acquis en laboratoire à des conditions de terrain nécessite une étape d'up-scaling car il est reconnu que les taux de réaction dans des expériences de laboratoire ont tendance à être plus élevés (de plusieurs ordres de grandeur) que ceux dans des conditions de terrain (Lu *et al.*, 2010).

Expériences sur site expérimental

A l'échelle du site, ce n'est que récemment qu'on s'est intéressé aux effets potentiels sur les formations sus-jacentes et les aquifères d'eau douce, tel que le travail mené sur le site d'injection expérimentale du ZERT (Bozeman, Montana) (Spangler *et al.*, 2010). L'objectif était d'étudier les processus de migration et d'expérimenter des techniques pour détecter et quantifier le potentiel de fuite de CO₂ de sites de stockage géologique (Lewicki *et al.*, 2007). Sur ce site, du CO₂ gazeux a été libéré avec un débit de 300 kg CO₂/jour pendant un mois au sein de la nappe phréatique à une profondeur de ~ 2,5 m. La surface libre de la nappe est à ~ 1,6 m.

Lors de la simulation de la fuite à faible profondeur (2.5 m), la dissolution du CO₂ dans les eaux souterraines a été minime car pratiquement tout le CO₂ injecté a été retrouvé dans la zone non saturée. Cela implique que les effets chimiques potentiels dans l'eau douce souterraine seront principalement liés à la quantité de CO₂ dissous dans l'eau. Kharaka *et al.* (2010) observent que les valeurs de pH ont diminué de 7 à 5,6 et ont causé la dissolution des minéraux carbonatés avec l'augmentation des concentrations de solutés (HCO₃⁻, Ca, Mg). L'injection de CO₂ est potentiellement responsable de la détection des BTEX (benzène, par exemple, de 0 à 0,8 ppb) et la mobilisation des métaux (Fe, Mn) à des concentrations nettement inférieures aux concentrations maximales dans les eaux (OMS) (Kharaka *et al.*, 2010). L'augmentation significative de Fe et Mn suggère que ces constituants sont susceptibles de constituer un outil pour identifier l'effet de la lixiviation par le CO₂. Durant l'injection, des changements de pH se produisent rapidement au démarrage et à l'arrêt de l'injection. Avec l'injection, l'alcalinité augmente en raison de la dissolution des carbonates. Ainsi l'augmentation

de Ca et Mg suite à la dissolution des carbonates entraîne des phénomènes d'échange ionique avec Fe à la surface des argiles.

Assayag *et al.* (2009) ont publié les résultats d'essais sur des expériences de type « push-pull » effectuées à l'Observatoire Lamont-Doherty Earth (New York, USA). Les réactions chimiques qui suivent l'injection de CO₂ à une profondeur de 250 m ont été étudiées. Ainsi, la dissolution de minéraux carbonatés a été le processus de neutralisation du pH dominant, suivi par des processus d'échange de cations et / ou la dissolution de minéraux silicatés. Les résultats confirment la cinétique de dissolution rapide de minéraux carbonatés par rapport à ceux silicatés.

4.2.3. Fond géochimique et lignes de base

De légères modifications des conditions chimiques dans les aquifères qui contiennent naturellement des éléments traces (par exemple Se, As, Ni ou F), pourraient déstabiliser ces éléments et potentiellement les libérer dans les eaux (Little and Jackson, 2010 ; Apps *et al.* 2010). Mais il n'est pas possible de prédire l'impact potentiel de l'intrusion de CO₂ dans les aquifères ciblés sans une étude spécifique du site. Cependant les mécanismes généraux peuvent être détaillés, voir ci-dessus, en se référant aux impacts potentiels sur la qualité des eaux souterraines.

Les impacts potentiels de l'intrusion de CO₂ ou de saumure dans les eaux souterraines peu profondes ne peuvent être correctement quantifiés si le bruit de fond naturel et sa variabilité ne sont pas connus. L'évaluation des fonds hydrochimiques naturels des eaux souterraines sont disponibles dans de nombreuses régions du monde (Edmunds *et al.*, 2003; Morgantini *et al.*, 2009; Celle-Jeanton *et al.*, 2009). Ces statistiques de distribution des éléments sont des indicateurs utiles pour estimer les éléments traces naturels susceptibles d'être détectés et les régions où les normes d'eau potable peuvent être dépassées naturellement. Ces valeurs spécifiques de référence sont nécessaires pour différencier les origines naturelles et anthropiques des éléments présents dans les eaux souterraines.

4.3. SYNTHÈSE SUR LES IMPACTS POTENTIELS A EVALUER

Le tableau ci-dessous tente de résumer les impacts décrits dans les paragraphes précédents. Les résultats obtenus sont contraints par les contextes hydrogéologiques et géologiques étudiés, les scénarios de fuite modélisés, les modèles numériques utilisés et les hypothèses de calcul.

	Impacts possibles	Données nécessaires à l'évaluation du site	Niveau d'impact	Observations	Leçons tirées des travaux de modélisation existants
Effets hydrodynamiques : Augmentation de pression (stockage dans les aquifères salins profonds)	Variations de la pression hydrostatique Modifications des écoulements (écoulements régionaux, drainance verticale), des niveaux piézométriques. Pour les nappes libres: variations des débits des émergences, influence sur la hauteur du toit de la nappe, zones humides	Géologie et hydrogéologie : Modèle à grande échelle Acquisition d'une ligne de base pour évaluer la variabilité des pressions hydrostatique avant injection	Conditionné par la surpression causée dans le réservoir de stockage, pondéré par les propriétés des roches de couvertures et aquifères sus-jacents.	Influence négligeable à faible à l'aplomb des analogues industriels, des variations plus importantes sont observées au sein de la formation de stockage. A l'heure actuelle pas d'impact observé sur les sites en activité mais la surveillance des pressions hydrostatiques des aquifères adjacents n'est pas systématique.	Evolution de la pression dans des aquifères multicouches à grandes échelles mais beaucoup d'incertitudes numériques à grandes échelle et sur le long terme. Pas de prise en compte des réactions géochimiques. Les propriétés petrophysiques, les conditions aux limites et les propriétés de confinement contrôlent directement l'évolution de la pression dans le réservoir et à ses affleurements. Elles déterminent en retour les capacités de stockage.
Impacts hydrodynamiques : Remontée de saumures profondes (stockage dans les aquifères salins profonds)	Qualité de l'eau L'intrusion des saumures peut modifier la salinité des eaux ou dégrader la qualité par l'injection de composants. Impact au niveau des zones de fuites ou à l'interface eau douce/eau salé	Composition des saumures profondes et teneurs en composés indésirables ou toxiques (éléments traces, composés organiques) Géologie et hydrogéologie du bassin : évaluation de la continuité hydraulique entre les aquifères Connaissance du modèle (hydro)géologique à grande échelle.	De nul aux dépassements des références de qualité Directement fonction de la composition de la saumure, des débits ou de la vitesse de migration de la saumure Conditionné par les gradients hydrauliques induits par la pression dans le réservoir de stockage, les propriétés pétrophysiques des formations.	Scénario peu étudié	Scénario peu étudié Les modèles prédisent des déplacements de saumures très faibles aux affleurements (qq mm/an)

	Impacts possibles	Données nécessaires à l'évaluation du site	Niveau d'impact	Observations	Leçons tirées des travaux de modélisation existants
Effets hydrochimiques : fuites de CO ₂ & impuretés dans les aquifères sus-jacents	Qualité de l'eau Modification des propriétés physico-chimiques de l'eau (pH, Eh, salinité) Dégazage du CO₂ Précipitation/dissolution des minéraux Relargage des éléments traces Perturbation des métabolismes microbiens	Lithologie et Minéralogie, teneurs en éléments traces des aquifères, activité et diversité microbienne. Fonctionnement hydrogéologique Evaluation des interactions eau-roche-CO₂ (et impuretés) : (précipitation/dissolution ; sorption)	Conditionné par le débit de fuite et la composition du fluide fuyard De nul au dépassement des limites de qualité pour les eaux potables	Relargage des éléments traces mobilisables et présents naturellement dans la roche aquifère. Le relargage d'éléments traces est faible à négligeable dans les études in situ comparativement aux essais en laboratoire. Précipitation de travertins et dissolution de doline observés en contexte volcanique et hydrothermal (fuites de CO₂ naturelles)	Les processus d'acidification et de sorption contrôlent la mobilité (piégeage, relargage) des éléments traces. La réactivité du système est contrôlée par la pCO₂. Les impuretés (SO_x, O₂, H₂S...) peuvent augmenter significativement la réactivité.

5. Conséquences sur le stockage géologique potentiel du CO₂ en France

Les chapitres précédents ont exposé l'état de l'art sur les impacts potentiels du stockage géologique de CO₂ sur les eaux souterraines, avec un intérêt particulier pour le stockage dans les aquifères salins profonds. Ce dernier chapitre propose de faire le point sur le contexte français en décrivant les caractéristiques des sites potentiels de stockage géologiques et en présentant les contraintes liées à l'application de la réglementation et à la mise en place de procédures de surveillance liées aux eaux souterraines.

5.1. OU PEUT-ON STOCKER EN FRANCE ?

En France, différents projets, principalement financés par l'ANR ou l'ADEME, ont étudié la faisabilité du stockage géologique. Le projet METSTOR a ainsi mis à disposition du public un site en ligne¹ permettant de consulter la cartographie des sources industrielles de CO₂ et les sites potentiels de CO₂.

Concernant les formations salines profondes, elles sont principalement localisées dans les grands bassins sédimentaires français : le bassin de Paris, le bassin d'Aquitaine et le bassin du Sud-Est (Figure 11).

Le plus intéressant est le bassin de Paris, qui s'étend sur plus de 500 km du nord au sud (de Dunkerque à la bordure nord du Massif Central) et sur 600 km d'est en ouest (de Strasbourg au Massif armoricain). L'épaisseur des sédiments atteint plus de 3 000 m au cœur du bassin. Le Bassin parisien représente une cible intéressante dans le cadre du stockage en gisements d'hydrocarbures : les données qui caractérisent les réservoirs pétroliers sont relativement bien documentées et permettent de proposer des estimations des capacités potentielles assez précises.

Depuis plusieurs années, plusieurs projets se sont penchés sur deux réservoirs-cibles du bassin de Paris :

- le réservoir du Dogger (étage géologique d'âges compris entre 175 et 161 millions d'années environ) se compose de différentes roches calcaires. Sa profondeur est d'environ 250 m sur les bordures et peut atteindre plus de 1 800 m de profondeur au cœur du bassin ; pour cette formation le stockage peut être envisagé soit dans sa partie aquifère salin profond soit dans les gisements d'hydrocarbures épuisés qu'il contient ;
- le réservoir du Trias (plus ancien, d'âges compris entre 251 et 200 millions d'années environ) est un aquifère à plusieurs couches situé à environ 2 500 m de profondeur et d'épaisseur maximale de 350 m.

¹ <http://www.metstor.fr/>

Zones potentiellement favorables au stockage du CO₂ en France

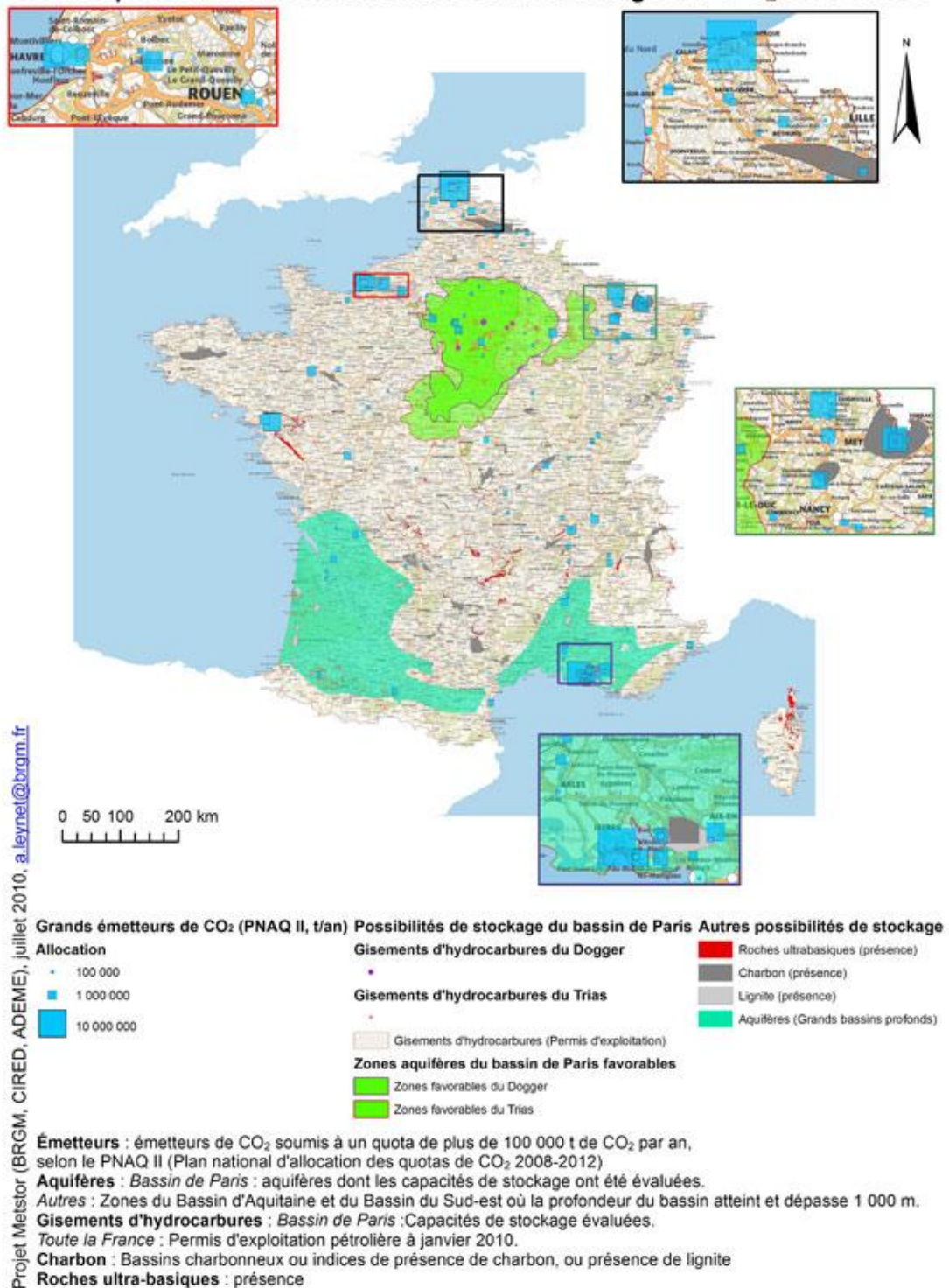


Figure 11 : Zones potentiellement favorables au stockage géologique du CO₂ en France (projet Metstor, BRGM, CIRED, ADEME).

Les formations salines profondes du bassin de Paris (Figure 12) présentent une configuration géologique particulièrement intéressante (Bonijoly *et al.* 2003) :

- Elles sont suffisamment profondes ; la profondeur minimale couramment recherchée pour le toit de l'aquifère de stockage est de 800 m ;
- Elles offrent le potentiel de stockage le plus important grâce, en particulier, à une grande extension géographique, à des caractéristiques spécifiques (porosité, perméabilité entre autres) de ce type de réservoirs et à une profondeur suffisante pour maintenir le CO₂ en état supercritique ;
- Elles sont situées à proximité des sources de CO₂ de l'Île-de-France et du Nord-Pas-de-Calais ;
- Au-dessus du réservoir, une couche de roches imperméables de 800 à 1000 m d'épaisseur garantit une couverture étanche.

Les autres bassins sédimentaires français peuvent également renfermer des cibles intéressantes. Le gisement de gaz naturel de Lacq est d'ailleurs le siège du stockage pour le premier pilote intégré de captage – transport – stockage géologique du CO₂ en France. Néanmoins aucune étude de faisabilité du stockage géologique n'a été engagée en Aquitaine à cause du faible nombre d'émetteurs de CO₂ dans ce bassin (Figure 9) et de la moindre quantité de données géologiques disponibles, en comparaison du Bassin de Paris. De même, le Bassin du Sud-Est est relativement mal connu et le potentiel de stockage n'y a pas été évalué, bien que des sources significatives d'émission de CO₂ soient présentes dans le quart Sud-Est de la France.

Concernant le stockage dans les veines de charbon, seulement deux sites ont fait l'objet d'une étude de faisabilité : le bassin de l'Arc dans les Bouches-du-Rhône (Gonzalez, 2005) et le bassin houiller de Lorraine (Robelin, 2004). Ils ne seront pas étudiés par la suite.

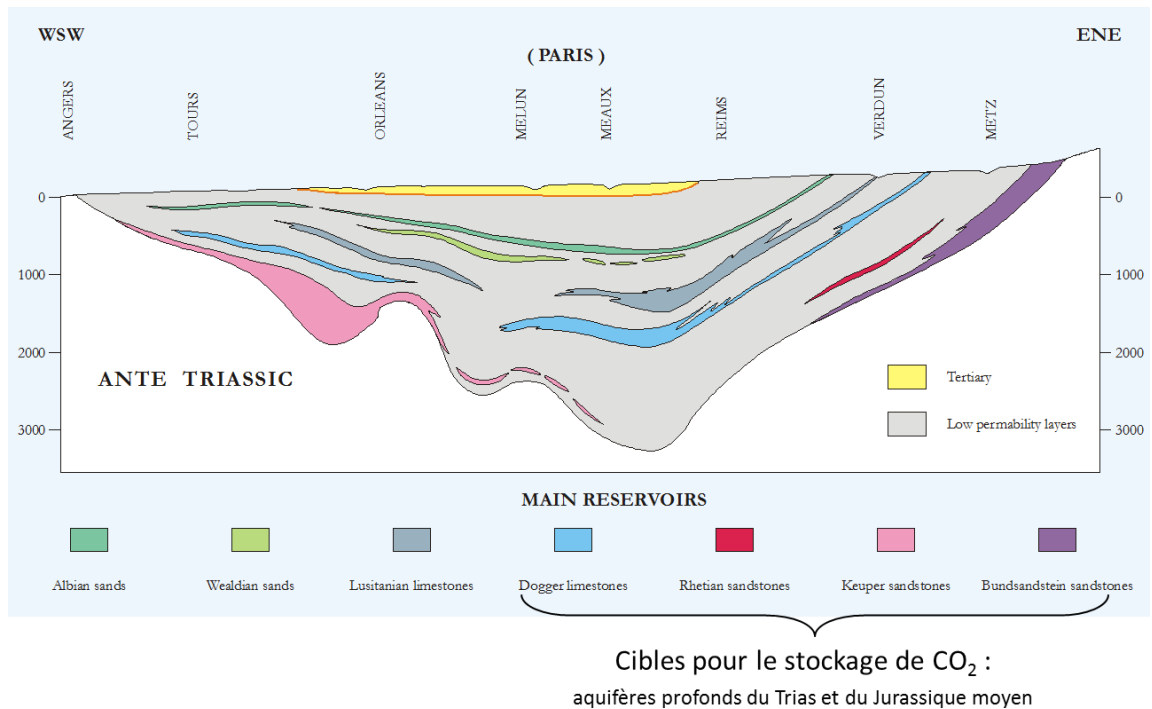


Figure 12 : Coupe des principaux aquifères du bassin de Paris (Bonijoly et al. 2003)

5.2. QUELLES CONTRAINTES POUR STOCKER DU CO₂ ?

1.1.1. Quel gaz peut-on stocker ?

Le dioxyde de carbone s'entend comme un fluide composé essentiellement de dioxyde de carbone. Ce fluide ne doit contenir ni déchet ni aucune autre matière ajoutée en vue de son élimination. Il peut néanmoins contenir des substances qui se sont associées dès la source ou lors des opérations de captage ou d'injection.

Des substances traces peuvent y être ajoutées afin d'aider à contrôler et à vérifier la migration du dioxyde de carbone. Les concentrations de toutes les substances associées ou ajoutées sont inférieures aux niveaux qui seraient susceptibles de compromettre l'intégrité du stockage ou des infrastructures de transport appropriées ou de présenter un risque significatif pour l'environnement ou la santé humaine.

1.1.2. Quelles sont les contraintes pour le choix du site ?

Des formations souterraines sont aptes au stockage géologique du dioxyde de carbone si elles présentent les qualités requises pour le confinement sûr et permanent du dioxyde de carbone à des fins de lutte contre le réchauffement climatique. Néanmoins, lorsque la formation géologique retenue inclut des nappes d'eau souterraines, elle doit avoir été rendue par la nature impropre à d'autres utilisations de façon permanente.

La réglementation définit le complexe de stockage qui comprend le site de stockage et le domaine géologique environnant qui est susceptible d'influer sur l'intégrité et la sécurité globales du stockage, c'est-à-dire les formations de confinement secondaire.

Un site de stockage géologique de dioxyde de carbone est constitué d'un volume défini au sein d'une formation géologique, celle-ci s'entendant d'une division lithostratigraphique au sein de laquelle s'observent des couches de roche distinctes pouvant faire l'objet d'une cartographie ainsi que des installations de surface, d'injection et de surveillance qui y sont associées.

1.1.3. Peut-on injecter du CO₂ pendant la phase d'exploration ?

La phase d'exploration est soumise au code minier et du décret n°2006-648 du 2 juin 2006 relatif aux titres miniers et aux titres de stockage souterrain. Ces textes prévoient que l'autorisation d'ouverture de travaux de recherches ou d'exploitation est accordée par l'autorité administrative compétente après, notamment, la réalisation d'une notice d'impact indiquant les incidences éventuelles des travaux projetés sur l'environnement et les conditions dans lesquelles l'opération projetée prend en compte les préoccupations d'environnement.

Lors de la phase de recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone, des essais d'injection de dioxyde de carbone peuvent être autorisés par l'arrêté d'ouverture de travaux prévu par le code minier, et ce pour une quantité limitée (100 000 tonnes). Cette demande d'autorisation est complétée par l'article R. 229-60 du décret n° 2011-1411 relatif au stockage géologique de dioxyde de carbone afin de lutter contre le réchauffement climatique adopté le 31 octobre 2011. Durant cette phase d'injection des modalités de surveillance sont prévues, notamment pour détecter d'éventuels effets sur le milieu environnant (personnel, population, environnement). En cas de sinistre, un plan d'opération interne doit définir les mesures d'organisation, les méthodes d'interventions et les moyens nécessaires pour protéger les personnes et l'environnement.

Lorsque des essais d'injection sont entrepris, une commission de suivi de site est créée. Cette commission est créée par le représentant de l'Etat dans le département tel que c'est le cas autour des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation ou dans des zones géographiques comportant des risques et pollutions industriels et technologiques. Cette commission composée de représentants des administrations publiques concernées, de l'exploitant, des collectivités territoriales et des associations de protection de l'environnement concernées a pour but d'assurer le suivi de site lorsque les nuisances, dangers et inconvénients présentés par ces installations ou dans ces zones géographiques.

1.1.4. Le passage à la phase d'exploitation ?

L'ordonnance 2010-1232 du 21 octobre 2010 soumet les travaux d'exploitation à la délivrance d'une autorisation au titre de la législation sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Tandis que le Conseil d'Etat octroie par décret la concession de stockage.

Le décret n° 2011-1411 relatif au stockage géologique de dioxyde de carbone afin de lutter contre le réchauffement climatique adopté le 31 octobre 2011 mentionne que pour la demande d'autorisation, l'exploitant doit détailler la nature et l'état des travaux miniers réalisés durant la phase d'exploitation, il doit également fournir les éléments relatifs aux travaux de forage, au complexe de stockage, il doit préciser les conditions d'exploitation (transport du CO₂, nature du CO₂ et quantité injecté, débit d'injection etc...). Un plan de surveillance et un plan de mesures correctives doivent également être établis pour parer au cas de fuite, de risque de fuite ou de risque pour l'environnement et la santé humaine.

Ces travaux sont également soumis par le code de l'environnement à une étude d'impact. Celle-ci comprend notamment la description de l'unité hydraulique à laquelle appartient le site de stockage. Cette étude doit évaluer la nature, l'extension, l'amplitude et la durée des perturbations induites par le stockage ainsi que les interactions possibles entre le site et d'autres activités (d'autres sites de stockage, géothermie, stockage de gaz naturel...). Ces perturbations peuvent être mécaniques, hydrauliques et chimiques tel que décrit chapitre 2 du présent rapport.

Une étude de danger doit également décrire la caractérisation du site de stockage et du complexe de stockage ainsi que l'évaluation de la sécurité du stockage et des risques de fuite pour l'environnement et la santé humaine.

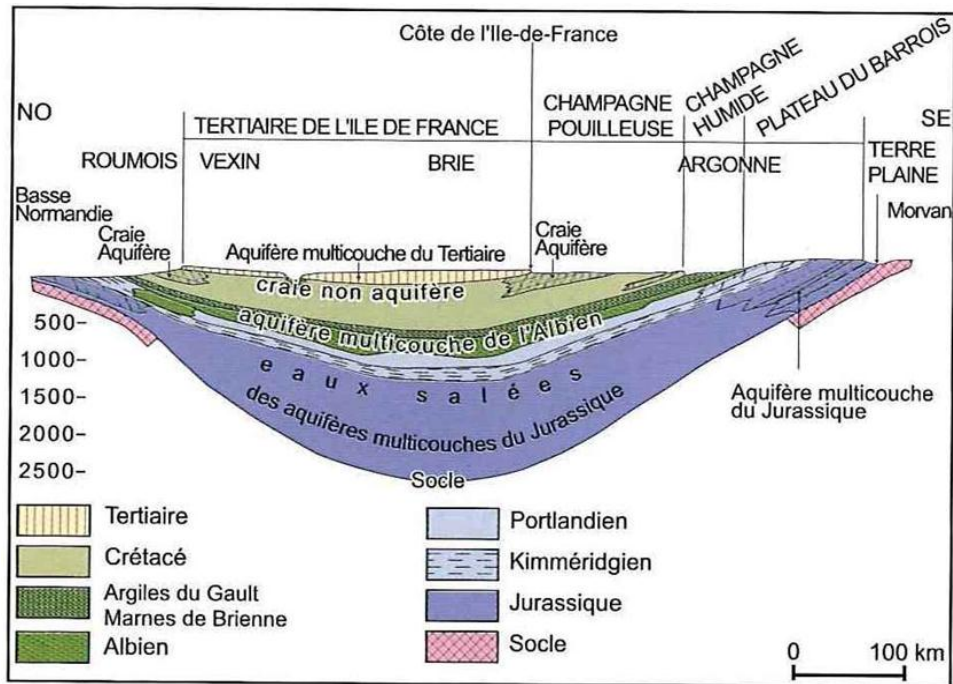
Enfin, en accord avec le code l'Environnement, si le projet de stockage inclut des formations aquifères, le demandeur doit assurer que les nappes d'eau sont rendues par nature impropres à d'autres utilisations mais il doit également avoir pris en compte le schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE). Les aquifères salins (Jurassique (Dogger) et Trias du Bassin de Paris) ciblés pour le stockage géologique du CO₂ et localisés dans le centre du bassin parisien (Figure 13) ne sont ni définis en tant que masses d'eau ni considérés par le SDAGE Seine-Normandie. Cependant, en bordure de bassin, ces formations moins profondes et utilisées pour l'eau potable sont définies comme masses d'eau et ciblés dans les SDAGE Rhin-Meuse ou Loire-Bretagne. Ainsi, il conviendra de s'assurer que l'extension des perturbations au sein de la formation de stockage n'atteint pas ces masses d'eau (notion de continuité hydrodynamique).

1.1.5. Relations entre les aquifères salins profonds et les masses d'eau en France

Les aquifères salins ciblés pour le stockage géologique du CO₂ ne sont pas exploités pour la production d'eau potable et de fait ils n'ont pas été définis comme masse d'eau. ils ne font donc l'objet d'aucune réglementation particulière quant à la Directive Cadre sur l'Eau.

A l'échelle du bassin de Paris, les formations de stockage ciblées ont été le Dogger (facies de l'Oolithe Blanche) et le Trias dans sa partie centrale telle que défini sur la Figure 13. Ces deux formations, contiennent des eaux salées dans la partie centrale du bassin et peuvent affleurer en bordure de bassin où elles contiennent de l'eau douce (Figure 13). Ainsi, ces formations peuvent contenir des masses d'eau telles que

représenté sur la Figure 14. Latéralement, à l'échelle de la formation de stockage, il conviendra de s'assurer de la discontinuité du milieu aquifère ou d'un éloignement suffisant entre les zones de stockage et ces masses d'eau pour éviter tout impact, notamment hydrodynamique, du stockage de CO₂ sur la ressource en eau. Verticalement, on rencontre à l'aplomb de ces secteurs, la masse d'eau de l'albien-néocomien (Figure 15). Il conviendra donc d'évaluer les risques de fuites de CO₂ ou d'intrusion de saumures susceptibles de se produire et de connaître les impacts sur la qualité des masses d'eau sus-jacentes au stockage de CO₂.



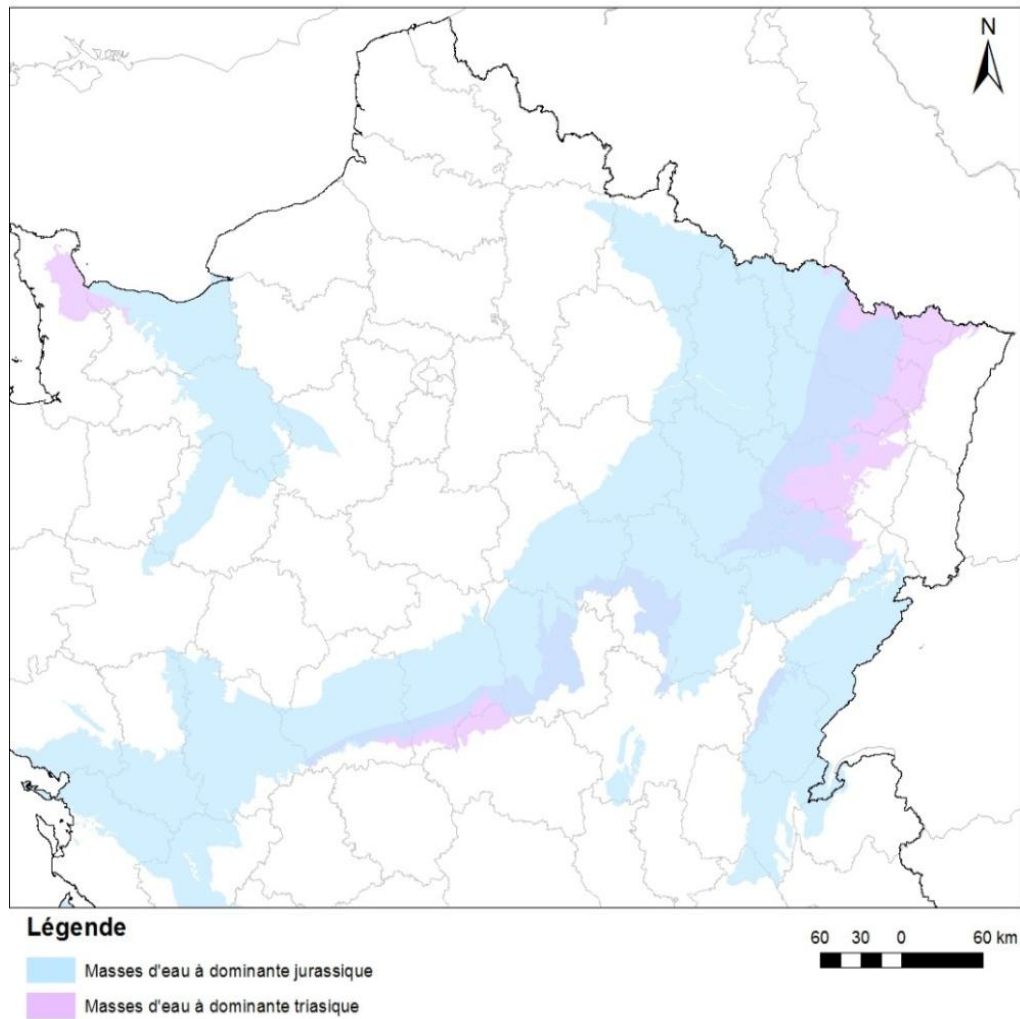


Figure 14: Secteurs du bassin parisien où des unités aquifères du Jurassique et du Trias sont délimitées par une masse d'eau.

Ces formations ne sont pas nécessairement en continuité hydraulique avec les secteurs ciblés pour le stockage géologique en aquifère salin profond.

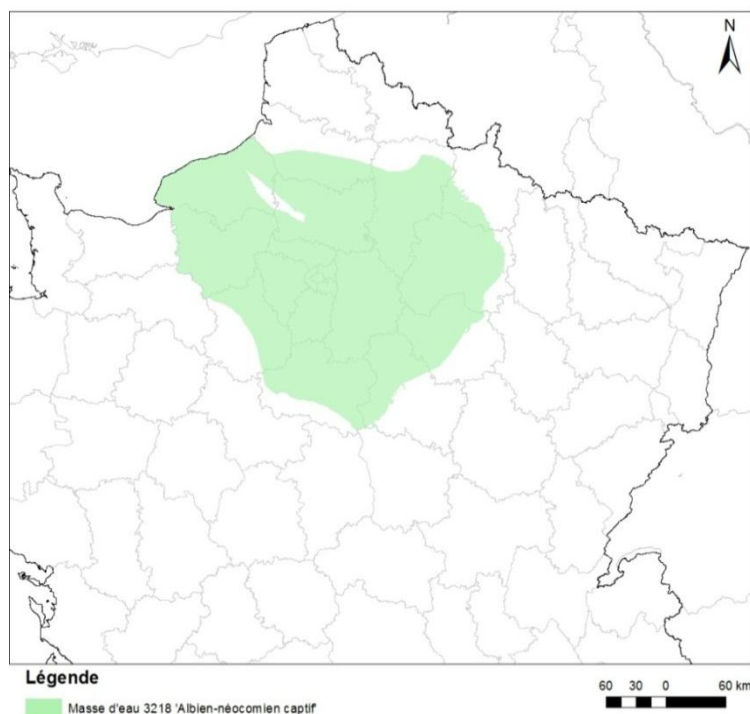


Figure 15 : Délimitation de la masse d'eau 3218 de l'albien-néocomien captif

1.1.6. Quelle surveillance pour les sites ?

Pour les tests d'injection comme pour l'exploitation du site, l'exploitant doit fournir une notice environnementale. Il doit également établir un plan de surveillance détaillé par le décret 2011-1411 et dans l'annexe II de la directive 2009/31/CE.

Ce plan prévoit que l'exploitant procède à la surveillance du site et du complexe de stockage, y compris si possible de la zone de diffusion du flux de dioxyde de carbone injecté et du milieu environnant, afin de :

- a) Comparer le comportement réel du dioxyde de carbone et de l'eau de formation dans le site de stockage avec le comportement prévu par les travaux de modélisation ;
- b) Détecter les incidents ou accidents dans les opérations d'injection ou de stockage qui impliquent un risque de fuite, une fuite, ou un risque pour l'environnement ou la santé humaine ;
- c) Suivre la migration du dioxyde de carbone injecté, à savoir le déplacement du flux de dioxyde de carbone injecté au sein du complexe de stockage ;
- d) Détecter les fuites de dioxyde de carbone, une fuite s'entendant comme tout dégagement de dioxyde de carbone à partir du complexe de stockage ;

- e) Détecter des effets sur l'environnement ou la santé humaine, y compris les effets éventuels sur les nappes d'eau souterraine autres que celles incluses dans le complexe de stockage ;
- f) Evaluer l'efficacité des mesures préventives et des mesures correctives mises en œuvre dans les circonstances prévues;
- g) Réviser les mesures préventives et correctives ci-dessus pour en améliorer l'efficacité ;
- h) Mettre à jour l'étude de danger pour évaluer la sécurité et l'intégrité du complexe de stockage à court et à long terme, y compris en déterminant si le dioxyde de carbone restera confiné de manière sûre et permanente.

D'après le code de l'environnement il faut savoir que l'autorisation d'exploiter approuve également le plan de surveillance et le plan de mesures correctives à mettre en œuvre en cas d'irrégularité notable dans les opérations d'injection ou de stockage ainsi qu'en cas de fuite et le plan de post-fermeture provisoire.

Les plans de surveillance, de mesures correctives et de post-fermeture provisoire sont mis à jour tous les 5 ans. Cette mise à jour tient compte de l'évolution des risques, des nouvelles connaissances scientifiques, des meilleures pratiques et des améliorations des techniques disponibles. Ces documents sont publics.

Il convient donc de s'assurer que ces plans prennent en compte correctement les aquifères et les impacts potentiels sur la ressource en eau en cas d'une défaillance du site de stockage géologique comme une fuite de CO₂.

On souligne que Bouc *et al.* (2012) proposent de mettre en place une surveillance au niveau d'un aquifère de contrôle. Cet aquifère placé entre la formation de stockage et les aquifères exploités pour l'alimentation en eau potable permettrait de détecter de manière précoce une éventuelle fuite de CO₂.

1.1.7. Après l'exploitation ?

Lors de la demande d'autorisation, l'exploitant doit établir un plan de post-fermeture provisoire qui sera revu durant la période d'exploitation. Ce plan fixe les conditions de fermeture du site de stockage et la surveillance du site pendant la période post-fermeture définie au préalable. Ce plan de surveillance est décrit dans l'annexe II de la directive 2009/31/CE et dans les documents guides cités précédemment. Il est mis à jour régulièrement, jusqu'à la version définitive au moment du transfert de responsabilité.

Après mise à l'arrêt du site, la surveillance continue sous la responsabilité de l'exploitant, avec pour objectif de faire la démonstration du confinement sûr du CO₂ à long terme. Cette démonstration s'appuie nécessairement sur 3 critères :

- L'observation d'un comportement conforme avec les modèles ;
- L'absence de fuite détectable ;

- L'évolution du site vers une situation de stabilité à long terme.

Lorsque l'exploitant a fait la démonstration que ces trois conditions sont remplies et qu'une période minimale de surveillance de 30 ans s'est écoulée depuis l'arrêt de l'injection (ou après décision des ministres chargés des mines et des installations classées, si l'autorité est convaincue plus précocement du respect de ces conditions, après une période minimale de 10 ans depuis l'arrêt définitif du site), la responsabilité du site peut être transférée à l'Etat. L'exploitant lui remet son programme de mesures préventives et correctives à jour ; la sécurité doit néanmoins pouvoir être assurée de manière passive. L'exploitant verse également une soulte permettant de couvrir au moins le coût prévisionnel de 30 ans de surveillance.

6. Conséquences sur le stockage géologique potentiel du CO₂ en France

Ce rapport propose une synthèse sur le cadre juridique relatif au stockage géologique du CO₂ et sur l'état des connaissances sur ses impacts potentiels sur les ressources en eaux souterraines en France.

La France a marqué sa volonté de s'engager dans la voie du captage et stockage géologique du CO₂ (CSC) afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre. Ainsi, la Directive 2009/31/CE relative au CSC a été transposée :

- par l'article 80 de la loi, dite « Grenelle 2 », n°2010-788 du 12/07/2010 relative à l'engagement national pour l'environnement, pour ce qui relève de la recherche de formations aptes au stockage géologique de CO₂ ;
- par l'article 5 de l'ordonnance 2010-1232 du 21 octobre 2010 portant diverses dispositions d'adaptation au droit de l'Union européenne en matière d'environnement, pour l'exploitation d'un site de stockage géologique de CO₂.

L'objectif de ce cadre juridique est d'assurer que le stockage sera permanent et sûr pour l'environnement et la santé humaine. Ainsi la Directive 2009/31/CE stipule que l'étape de sélection du site de stockage est essentielle pour garantir que le CO₂ stocké sera confiné parfaitement et en permanence. Le choix des futurs sites devra donc faire la preuve « qu'il n'existe pas de risque de fuite significatif, ni de risque significatif pour l'environnement ou la santé. ». Chaque site doit ainsi faire l'objet d'une analyse des risques détaillée et de la prévision de mesures correctives pour faire face à d'éventuelles irrégularités, étant entendu que, dans les conditions d'évolution attendues, aucun impact n'est envisagé sur des ressources sensibles.

Alors que les mécanismes susceptibles d'être influencés dans le sous-sol par la mise en place d'un site géologique de stockage sont relativement bien connus, les niveaux d'impacts en cas d'irrégularité ne peuvent pas être définis précisément car ils dépendent des contextes géologiques, hydrogéologiques, mécaniques et géochimiques de chacun des futurs sites – et correspondent par essence à des situations hypothétiques.

Les impacts potentiels à évaluer relèvent principalement de la conséquence de :

- (i) la propagation de la pression induite dans le réservoir par l'injection de CO₂. Une hausse de pression peut induire des modifications des écoulements au sein de la formation de stockage ou au sein des aquitards (drainance verticale). Le niveau d'impact est néanmoins dépendant de la pression induite et des propriétés géologiques et hydrogéologiques du complexe de stockage. Ainsi la surveillance et la maîtrise de cette pression au sein du réservoir doit permettre de garantir l'absence d'impact dans les aquifères cibles.

- (ii) la migration de fluides (saumures) vers les aquifères sus-jacents en lien avec les modifications de pression ou des fuites. La migration de fluides dans des aquifères d'eau douce pourrait entraîner l'altération de la qualité de la ressource en eau souterraine dans le cas où des substances toxiques ou indésirables sont mobilisées par ces fluides. Selon la nature des fluides, les zones de fuites et les débits, les impacts peuvent être très locaux ou diffus. L'impact sur la qualité sera dépendant des systèmes biogéochimiques et de la composition des aquifères affectés.
- (iii) la fuite accidentelle de CO₂ au sein d'un aquifère d'eau douce. La dissolution du CO₂ dans les eaux souterraines peut, selon les quantités introduites, modifier les équilibres physico-chimiques avec le risque de dégrader la qualité des eaux si des contaminants présents naturellement dans les aquifères sont relargués en quantités significatives.

Il reste néanmoins un certain nombre de connaissances à acquérir au travers de travaux de recherche et avec la mise en place de démonstrateurs ou pilotes d'injection de CO₂. Pour évaluer correctement les impacts hydrodynamiques des sites de stockages géologiques, il est nécessaire de développer l'étude des bassins sédimentaires à grande échelle afin d'évaluer les connexions entre les aquifères salins profonds et les eaux douces souterraines peu profondes. Ces travaux doivent également s'appuyer sur le développement des performances numériques pour améliorer les capacités de calculs numériques et ainsi simuler des modèles à grandes échelles qui tiendraient compte de l'ensemble des formations sédimentaires, du réservoir à la surface pour évaluer correctement les scénarios d'injection de CO₂. Cependant l'élaboration de ces grands modèles requiert un grand nombre de connaissances et de données sur les propriétés pétro-physiques, hydrogéologiques ou géochimiques des formations qu'il est parfois difficile voire impossible d'acquérir. Il est donc nécessaire de développer des méthodologies pour calibrer et développer ces modèles mais également évaluer les incertitudes associées.

Ainsi, l'établissement d'un site de stockage nécessitera la mise en place de réseaux de surveillance adaptés pour détecter au plus tôt toute défaillance et éviter tout impact sur l'environnement et les populations. Ce réseau de surveillance doit être installé avant le début de l'injection afin d'acquérir des lignes de base qui permettent d'évaluer les variabilités spatiales et temporelles des paramètres suivis. L'acquisition de cette ligne de base est nécessaire afin de détecter puis corriger toute anomalie lors du suivi du site pendant la phase d'injection puis de fermeture du site. Il conviendra de définir correctement les formations et aquifères à surveiller en vue de protéger ces ressources dès le début des opérations.

Ces protocoles de surveillance ainsi que les mesures envisagées pour corriger toute évolution anormale détectée doivent être exposés par l'exploitant dans ses demandes de permis d'exploration et d'exploitation. Il conviendra donc aux pouvoirs publics de vérifier et le cas échéant d'approuver les plans de surveillance et de mesures correctives proposés en veillant à l'ensemble des ressources susceptibles d'être impactées d'une manière ou d'une autre par une défaillance du site de stockage géologique.

7. Bibliographie

André, L., Audigane, P., Azaroual, M., Menjoz, A., 2007. Numerical modeling of fluid-rock chemical interactions at the supercritical CO₂-liquid interface during CO₂ injection into a carbonate reservoir, the Dogger aquifer (Paris Basin, France). *Energy Conversion and Management*. 48, 1782-1797.

Annunziatellis, A., G. Ciotoli, *et al.* 2003. "Short- and long-term gas hazard: the release of toxic gases in the Alban Hills volcanic area (central Italy)." *Journal of Geochemical Exploration*. 77(2-3), 93-108.

Apps, J. A., Zheng, L., Zhang, Y., Xu, T., Birkholzer, J. T., 2010. Evaluation of potential changes in groundwater quality in response to CO₂ leakage from deep geologic storage. *Transport in Porous Media*. 82, 215-246.

Assayag, N., Matter, J., Ader, M., Goldberg, D., and Agrinier, P., 2009. Water-rock interactions during a CO₂ injection field-test: Implications on host rock dissolution and alteration effects. *Chemical Geology*. 265, 227-235.

Audigane, P., Gaus, I., Czernichowski-Lauriol, I., Pruess, K., and Xu, T., 2007. Two dimensional reactive transport modelling of CO₂ injection in a saline aquifer at the Sleipner site, North Sea. *American Journal of Science*. 307, 974-1008.

Barberi, F., W. Chelini, *et al.* 1989. "The gas cloud of Lake Nyos (Cameroon, 1986): Results of the Italian technical mission." *Journal of Volcanology and Geothermal Research*. 39(2-3), 125-134.

Beaubien, S. E., Ciotoli, G., Coombs, P., Dictor, *et al.*, 2008. The impact of naturally occurring CO₂ gas vent on the shallow ecosystem and soil chemistry of a Mediterranean pasture (Latera, Italy). *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2, 373-387.

Benson S.M., Hepple R. 2005 - Prospects for early detection and options for remediation of leakage from CO₂ storage projects, In: *Carbon Dioxide Capture for Storage in Deep Geologic Formations – Results from the CO₂ Capture Project*, Volume 2, Chapter 27, Elsevier, London.

Bergman, P.D., Winter, E.M., 1995. Disposal of carbon dioxide in aquifers in the US. *Energy Conv. Manage.* 36, 523-526.

Birkholzer J., Apps J., Zheng L., Zhang Y., Xu T., and Tsang C.-F., 2008. Research Project on CO₂ Geological Storage and Groundwater Resources: Large-scale Hydrogeological Evaluation and Impact on Groundwater Systems, Annual Report October 1, 2007 to September 30, 2008, Report, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, USA.

Birkholzer J., Zhou Q., Rutqvist J., Jordan P., Zhang K., and Tsang C.-F., 2007. Research Project on CO₂ Geological Storage and Groundwater Resources: Large-scale Hydrogeological Evaluation and Impact on Groundwater Systems, Annual Report October 1, 2006 to September 30, 2007, Report LBNL-63544, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, USA.

Birkholzer, J. T., Zhou, Q., 2009. Basin-scale hydrogeologic impacts of CO₂ storage: Capacity and regulatory implications. *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 3, 745-756.

Birkholzer, J.T., Zhou, Q., Cortis, A., Finsterle, S., 2010. A Sensitivity Study on Regional Pressure Buildup from Large-Scale CO₂ Storage Projects. Greenhouse Gas Control Technologies 10, Proceedings of the 10th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies (GHGT-10), 19-23 September 2010, Amsterdam, the Netherlands.

Bonijoly D., Barbier J., Robelin C., Kervevan C., Thierry D., Menjoz A., Matray J.M., Cotiche C., Herbrich B. 2003. Feasibility of CO₂ storage in geothermal reservoirs example of the Paris Basin (France). Final report. BRGM/RP-52349-FR.

Bouc O., Fabriol H., Brosse E., Kalaydjian F., Farret R., Gombert Ph., Berest P., Lagneau V., Pereira JM., Fen-Chong T. 2012. Lignes de conduite pour la sécurité d'un site de stockage géologique de CO₂. BRGM/RP-60369-FR.

Celle-Jeanton, H., Huneau, F., Travi, Y., and Edmunds, W. M., 2009. Twenty years of groundwater evolution in the Triassic sandstone aquifer of Lorraine: Impacts on baseline water quality. Applied Geochemistry. 24, 1198-1213.

Coudrain-Ribstein, A. Gouze, P., 1993. Quantitative study of geochemical processes in the Dogger aquifer, Paris Basin, France. Applied Geochemistry. 8, 495-506.

Edmunds, W. M., Shand, P., Hart, P., Ward, R. S., 2003. The natural (baseline) quality of groundwater: a UK pilot study. The Science of the Total Environment. 310, 25-35.

Environmental Protection Agency (EPA), 2009. Edition of the drinking water standards and health advisories. EPA 822-R09-011.

Environmental Protection Agency Underground Injection Control (EPA-UIC), 2008. 40 CFR Parts 144 and 146 Federal Requirements Under the Underground Injection Control (UIC) Program for Carbon Dioxide (CO₂) Geologic Sequestration (GS) Wells; Proposed Rule. Federal Register / Vol. 73, No. 144.

Evans, D. and Chadwick, R. 2009. Underground gas storage: worldwide experiences and future development in the UK and Europe. The Geological Society of London.

Gal, F., Joubin, F., Haas, H., Jean-prost, V., Ruffier, V., 2011. Soil gas (222Rn, CO₂, 4He) behaviour over a natural CO₂ accumulation, Montmiral area (Drôme, France): geographical, geological and temporal relationships. Journal of Environmental Radioactivity. 102, 107-118.

Gaus, I., 2010. Role and impact of CO₂-rock interactions during CO₂ storage in sedimentary rocks. International Journal of Greenhouse Gas Control. 4, 73-89.

Gaus, I., Audigane, P., André, L., Lions, J., *et al.*, 2008. Geochemical and solute transport modelling for CO₂ storage, what to expect from it? International Journal of Greenhouse Gas Control. 2, 605-625.

GIEC 2005. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Special report on Carbon Capture and Storage (Cost and Economic Potential): www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srccs/srccs_chapter8.pdf.

Gonzalez G. 2005. Filière du charbon propre en France : Etude de faisabilité d'un pilote de séquestration du CO₂ pour les centrales thermiques au charbon. Etat des connaissances géologiques Bassin de l'Arc (Bouches-du-Rhône). Rapport final. BRGM/RP-53703-FR.

- Hazeldine *et al.* 2005. Natural Geochemical Analogues for Carbon Dioxide Storage in Deep Geological Porous Reservoirs, a United Kingdom Perspective. *Oil & Gas Science and Technology*. 60 (1), 33-49.
- Humez, P., Audigane, P., Lions, J., Chiaberge, C., Bellenfant, G. 2011. Modeling of CO₂ Leakage up Through an Abandoned Well from Deep Saline Aquifer to Shallow Fresh Groundwaters. *Transp Porous Med.* 90, 153–181.
- Humez, P., Lagneau, V., Lions, J., Negrel, P., 2012. Assessing the potential consequences of CO₂ leakage to freshwater resources: a batch-reaction experiment towards an isotopic tracing tool. *Applied Geochemistry*. doi: 10.1016/j.apgeochem.2012.07.014.
- IEA Greenhouse Gas R&D Programme (IEAGHG) 2006 - Safe storage of CO₂ : Experience from the Natural Gas Storage Industry. Report 2006/2.
- IEA Greenhouse Gas R&D Programme (IEAGHG), 2007. Study of Potential impacts of leaks from onshore CO₂ storage projects on terrestrial Ecosystems, Report Number 2007/3.
- IEA Greenhouse Gas R&D Programme (IEAGHG), 2011. Potential impacts on groundwater resources of CO₂ geological storage, Report Number 2011/11.
- Keating, E. H., Fessenden, J., Kanjorski, Koning, D. J., Oawar, R., 2010. The impact of CO₂ on shallow groundwater chemistry: observations at a natural analogue site and implications for carbon sequestration. *Environmental Earth Sciences*. 60, 521-536.
- Kharaka, Y. K. and J. S. Hanor, 2003. Deep Fluids in the Continents: I. Sedimentary Basins. *Treatise on Geochemistry*. D. H. Editors-in-Chief: Heinrich and K. T. Karl. Oxford, Pergamon: 1-48.
- Kharaka, Y. K., E. Kakouros, *et al.* 2007. "Fate and groundwater impacts of produced water releases at OSPER "B" site, Osage County, Oklahoma." *Applied Geochemistry*. 22(10), 2164-2176.
- Kharaka, Y.K., Thordsen, J.J., Kakouros, E., Ambats, G., *et al.*, 2010. Changes in the chemistry of shallow groundwater related to the 2008 injection of CO₂ at the ZERT field site, Bozeman, Montana. *Environmental Earth Sciences*. 60, 273-284.
- Klusman, R., 2003. Evaluation of leakage potential from a carbon dioxide EOR/sequestration project. *Energy Conversion and Management*. 44, 1921–1940.
- Larsen, F. and Postma, D., 1997. Nickel mobilization in a groundwater well field: release by pyrite oxidation and desorption from manganese oxides. *Environmental Science and Technology*. 31, 2589-2595.
- Lewicki, J. L., C. M. Oldenburg, L. Dobeck, L. Spangler, 2007. Surface CO₂ leakage during two shallow subsurface CO₂ releases, *Geophys. Res. Lett.*, 34, L24402, doi:10.1029/2007GL032047.
- Little, M. G. and Jackson, R. B., 2010. Potential Impacts of Leakage from Deep CO₂ Geosequestration on Overlying Freshwater Aquifers. *Environ Sci Technol* 44, 9225-32.

Lu, J. M., Partin, J. W., Hovorka, S. D., Wong, C., 2010. Potential risks to freshwater resources as a result of leakage from CO₂ geological storage: a batch-reaction experiment. *Environmental Earth Sciences*. 60, 335-348.

Mathias, S.A., Hardisty, P., Trudell, M., Zimmerman, R., 2009. Approximate Solutions for Pressure Buildup During CO₂ Injection in Brine Aquifers: *Transport in Porous Media*. 79, 265-284.

Mathias, S.A., Hardisty, P.E., Trudell, M.R., Zimmerman, R.W. 2009, "Approximate Solutions for Pressure Buildup During CO₂ Injection in Brine Aquifers", *Transport in Porous Media*, 79(2), 265-284.

Michard G. and Bastide J.-P., 1988. Etude géochimique de la nappe du dogger du bassin parisien. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 35, 151-163.

Moore, J., Adams, M., Allis, R., Lutz, S., Raduzi, S., 2005. Mineralogical and geochemical consequences of the long term presence of CO₂ in natural reservoirs: an example from the Springerville-St.Johns Field, Arizona, and New Mexico, USA. *Chemical Geology* 217. 365-385.

Morgantini, N., Frondini, F., Cardellini, C., 2009. Natural trace elements baselines and dissolved loads in groundwater from carbonate aquifers of central Italy. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 34, 520-529.

Nelson, C., Evans, J., Sorensen, J., *et al.*, 2005. Factors affecting the potential for CO₂ leakage from geological sinks. *Plains CO₂ reduction Partnership*. PCOR.

Nicot, J. P., 2008. Evaluation of large scale CO₂ storage on fresh-water sections of aquifers: An example from the Texas Gulf Coast Basin. *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 2, 582-593.

Nicot, J. P., Saripalli, P., Hovorka, S. D., Lakshminarasimhan, S., 2006. Leakage pathways from potential CO₂ storage sites in the Texas Gulf Coast and implications for permitting Fifth Annual Conference on Carbon Capture & Sequestration: Taking steps toward deployment utilizing the accumulated knowledge base, Alexandria, Virginia, USA.

Nicot, J.-P., Oldenburg, C. M., Bryant, S. L., Hovorka, S. D., 2009. Pressure perturbations from geologic carbon sequestration: Area-of-review boundaries and borehole leakage driving forces, *Energy Procedia*. 1(1), 47-54.

Otton, J. K., R. A. Zielinski, *et al.* 2007. "Geologic controls on movement of produced-water releases at US geological survey research Site A, Skiatook lake, Osage county, Oklahoma." *Applied Geochemistry*. 22(10): 2138-2154.

Perry K. 2005. Natural gas storage industry experience and technology: potential application to CO₂ geological storage. *Carbon Dioxide Capture for Storage in Deep Geological Formations*, Volume 2 In: S.M. Benson (eds), Elseviers Science, London, 815-825.

Robelin C. 2004. Filière charbon propre en France. Etude de faisabilité d'un pilote de séquestration du CO₂ pour les centrales thermiques au charbon. Bassin houiller de Lorraine. Rapport final BRGM/RP-53943-FR.

Rohmer J., Le Guénan T., Manceau J.-C., Réveillère A. 2010. Modélisation des techniques d'ingénierie réservoir pour la gestion du risque de fuite de CO₂ depuis un stockage géologique profond – Rapport d'avancement. BRGM/RP-59018-FR.

Rubert Y., 2009. Contribution à la connaissance des migrations de CO₂ naturel dans le Bassin du Sud-Est de la France : enseignements pour le stockage géologique du CO₂ dans les réservoirs sédimentaires. PhD Thesis, ISTO, France.

Rutqvist, J., Birkholzer, J., Tsang, C.-F., 2006. Modeling Hydrogeological and Geomechanical Processes Related to CO₂ Injection in a Faulted Multilayer System Proceedings 8th International Conference on Greenhouse Gas Control Technologies, Norway.

Smith, M., Campbell, D., Mackay E. and Poulson D. 2011. CO₂ Aquifer Storage Site Evaluation and Monitoring: results of the CASSEM project. Heriot Watt University.

Smyth, R. C., Hovorka, S. D., Lu, J., Romanak, K. D., *et al.*, 2009. Assessing risk to fresh water resources from long term CO₂ injection – laboratory and field studies. Energy Procedia 1, 1957-1964.

Spangler, L. H., Dobeck, L. M., Rapasky, K. S., Amin, R. N., *et al.*, 2010. A shallow subsurface controlled release facility in Bozeman, Montana, USA, for testing near surface CO₂ detection techniques and transport models. Environmental Earth Sciences 60, 227-239.

Szymanski A.L., Le Nir M. (2007) - Synthèse hydrogéologique des aquifères situés au droit de la commune de Massy (91). Rapport final. BRGM/RP-56168-FR, 146 p., 75 fig., 16 tabl.

Tazieff, H. 1989. "Mechanisms of the Nyos carbon dioxide disaster and of so-called phreatic steam eruptions." Journal of Volcanology and Geothermal Research 39(2-3): 109-116.

Tsang, C.-F., Birkholzer, J., Rutqvist, J., 2008. A comparative review of hydrologic issues involved in geologic storage of CO₂ and injection disposal of liquid waste. Environmental Geology 54, 1723-1737.

van der Meer, L.G.H., 1992a. Investigation regarding the storage of carbon dioxide in aquifers in The Netherlands. Energy Conv. Manage 33 (5-8), 611-618.

van der Meer, L.G.H., 1992b, The conditions limiting CO₂ storage in aquifers Energy Conversion and Management Volume 34, Issues 9-11, September-November 1993, Pages 959-966 Proceedings of the International Energy Agency Carbon Dioxide Disposal Symposium.

Vaselli, O., A. Minissale, *et al.* 2002. "A geochemical traverse across the Eastern Carpathians (Romania): constraints on the origin and evolution of the mineral water and gas discharges." Chemical Geology 182(2-4): 637-654.

Viswanathan H., Dai Z., Lopano C., Keating E., Hakala J.A., Scheckel K.G., Zheng L., Guthrie G.D. and Pawar R. (2012) - Developing a robust geochemical and reactive transport model to evaluate possible sources of arsenic at the CO₂ sequestration natural analog site in Chimayo, New Mexico. International Journal of Greenhouse Gas Control 10, p. 199-214.

Whittemore, D. O. 2007. "Fate and identification of oil-brine contamination in different hydrogeologic settings." Applied Geochemistry 22(10): 2099-2114.

Yamamoto H., Zhang K., Karasaki K., Marui A., Uehara H. and Nishikawa N. 2009a. Numerical investigation concerning the impact of CO₂ geologic storage on regional groundwater flow. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 3, 586-599.

Yamamoto, H., Zhang, K., Karasaki, K., Marui, A., *et al.* 2009b. Large-scale numerical simulation of CO₂ geologic storage and its impact on regional groundwater flow: A hypothetical case study at Tokyo Bay, Japan. *Energy Procedia* 1, 1871-1878

Annexe 1

Extrait de la loi Grenelle 2

Extrait de la loi dite « Grenelle 2 »

LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement (1)

• TITRE III : ENERGIE ET CLIMAT

CHAPITRE IER : REDUCTION DE LA CONSOMMATION ENERGETIQUE ET PREVENTION DES EMISSIONS DE GAZ A EFFET DE SERRE

Article 80

I. — Le chapitre IX du titre II du livre II du même code est complété par une section 5 ainsi rédigée :

« Section 5

« Recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone

« Art.L. 229-27.-La recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone est régie par la présente section. Celle-ci ne s'applique pas à la recherche de formations souterraines naturelles présentant les qualités requises pour constituer des réservoirs étanches ou susceptibles d'être rendus tels, en vue du stockage de dioxyde de carbone à destination industrielle.

« La présente section s'applique sur le territoire national, le plateau continental et dans la zone économique exclusive sous juridiction française, sans préjudice des dispositions particulières applicables aux régions d'outre-mer et des dispositions internationales ratifiées par la France, en particulier celles relatives à l'immersion de substances en mer.

« Art.L. 229-28.-Au sens de la présente section, le dioxyde de carbone s'entend comme un fluide composé essentiellement de dioxyde de carbone. Ce fluide ne doit contenir ni déchet ni aucune autre matière ajoutée en vue de son élimination. Il peut néanmoins contenir des substances qui se sont associées dès la source ou lors des opérations de captage ou d'injection. Des substances traces peuvent y être ajoutées afin d'aider à contrôler et à vérifier la migration du dioxyde de carbone.

« Les concentrations de toutes les substances associées ou ajoutées sont inférieures aux niveaux qui seraient susceptibles de compromettre l'intégrité du stockage ou des infrastructures de transport appropriées ou de présenter un risque significatif pour l'environnement ou la santé humaine.

« Des formations souterraines sont aptes au stockage géologique du dioxyde de carbone si elles présentent les qualités requises pour le confinement sûr et permanent du dioxyde de carbone à des fins de lutte contre le réchauffement climatique.

« Art.L. 229-29.-Pour l'application des articles du code minier mentionnés dans la présente section, les formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone sont assimilées à des mines ou gisements miniers, les travaux de recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone sont assimilés aux travaux de recherche de mines, et le périmètre fixé par la décision d'octroi d'un permis exclusif de recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone est assimilé à un périmètre minier.

« Art.L. 229-30.-Les travaux de recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone ne peuvent être entrepris qu'en vertu d'un permis exclusif de recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone délivré ou prorogé dans les conditions prévues aux articles 9 et 10 du code minier.

« Si les formations souterraines recherchées sont déjà couvertes par des titres miniers ou des titres de stockage souterrain, les recherches sont entreprises avec le consentement des détenteurs de ces titres. A défaut, le différend est soumis à l'arbitrage du ministre chargé des mines, après avis du Conseil général de l'industrie, de l'énergie et des technologies.

« L'exécution des travaux de recherche et la police de ces travaux sont assurées conformément aux articles 69 à 93 du code minier et aux titres VI bis, VI ter et VIII à X du livre Ier du même code.

« L'article 85 du même code s'applique sans préjudice des mesures relatives à la sécurité et à l'hygiène du personnel prises en application du code du travail.

« Des essais d'injection de dioxyde de carbone peuvent être autorisés par l'arrêté d'ouverture de travaux prévu à l'article 83 du code minier, et ce pour une quantité limitée. Lorsque des essais d'injection sont entrepris, une commission de suivi de site est créée en application de l'article L. 125-2-1 du présent code. Les frais occasionnés par le fonctionnement de la commission sont à la charge de l'explorateur.

« Art.L. 229-31.-Le transport par canalisations de dioxyde de carbone à des fins de réduction des émissions de gaz à effet de serre, y compris dans le cadre d'essais d'injection autorisés conformément à l'article L. 229-30, constitue une opération d'intérêt général au sens de l'article 1er de la loi n° 65-498 du 29 juin 1965 relative au transport des produits chimiques par canalisations. »

II. — Le code minier est ainsi modifié :

1° Après l'article 3-1, il est inséré un article 3-2 ainsi rédigé :

« Art. 3-2.-Est soumise à la section 5 du chapitre IX du titre II du livre II du code de l'environnement la recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone. » ;

2° A l'article 4, la référence : « et 3-1 » est remplacée par les références : « , 3-1 et 3-2 ».

III. — Les permis exclusifs de recherche de stockage souterrain de dioxyde de carbone délivrés conformément à l'article 3-1 du code minier, dont la demande est intervenue avant l'entrée en vigueur de la présente loi, valent permis exclusif de recherche de formations souterraines aptes au stockage géologique de dioxyde de carbone.

Onema
Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar

94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

BRGM
D3E/BGE
3 avenue Claude Guillemin
BP 36009
45060 Orléans Cedex 2
02 38 64 34 34
www.brgm.fr



**Centre scientifique et technique
D3E/BGE**

3, avenue Claude-Guillemin
BP 36009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34
www.brgm.fr